

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DANIELA MISAELO DOS SANTOS APPEL

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO E DA RECICLAGEM DE ESGOTO DOMÉSTICO
PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EMPREENDIMENTO COM CERTIFICAÇÃO LEED

CURITIBA

2019

DANIELA MISAEL DOS SANTOS APPEL

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO E DA RECICLAGEM DE ESGOTO DOMÉSTICO
PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EMPREENDIMENTO COM CERTIFICAÇÃO LEED

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador (a): Prof. (a). Dra. Selma Aparecida Cubas

CURITIBA

2019

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

A646a

Appel, Daniela Misael dos Santos

Avaliação do tratamento e da reciclagem de esgoto doméstico para fins não potáveis em empreendimento com certificação LEED [recurso eletrônico] / Daniela Misael dos Santos Appel. – Curitiba, 2019.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2019.

Orientador: Selma Aparecida Cubas .

1. Esgotos. 2. Águas residuais – Aspectos ambientais. 3. Oxidação. 4. Esgoto doméstico. I. Universidade Federal do Paraná. II. Cubas, Selma Aparecida. III. Título.

CDD: 628.39

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL - 40001016021P0

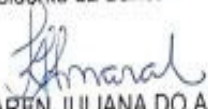
TERMO DE APROVAÇÃO

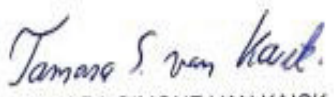
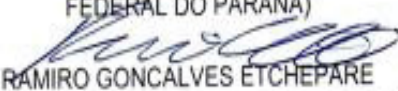
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **DANIELA MISAEL DOS SANTOS APPEL**, intitulada: **AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO E DA RECICLAGEM DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EMPREEDIMENTO COM CERTIFICAÇÃO LEED**, sob orientação da Profa. Dra. SELMA APARECIDA CUBAS, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 26 de Agosto de 2019.


SELMA APARECIDA CUBAS
Presidente da Banca Examinadora


KAREN JULIANA DO AMARAL
Avaliador Externo (UNIVERSITÄT STUTTGART)


TAMARA SIMONE VAN KAICK
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA
FEDERAL DO PARANÁ)

RAMIRO GONÇALVES ETCHEPARE
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO
PARANÁ)

Dedico este trabalho às pessoas mais presentes em minha vida:

Minha Filha, Clara Misael Appel; meu maior PRESENTE e MOTIVAÇÃO.

Meu Marido Luciano Appel, por estar ao meu lado nos melhores e piores momentos.

Minha irmã, Veridiana Misael dos Santos, por ser minha melhor amiga para a vida.

AMO MUITO VOCÊS!

AGRADECIMENTOS

Agradeço de forma especial a minha orientadora, Prof. (a). Dra. Selma Aparecida Cubas, pelo incentivo, ensinamentos, apoio, carinho, generosidade, confiança e acima de tudo por sua amizade.

Aos alunos de graduação e iniciação científica Isaac Nince Ramos e Beatriz Castellon da Costa, por todo auxílio, carinho e risadas, esse trabalho só foi possível pela ajuda e comprometimento de vocês.

Aos colegas de mestrado Ana Carolina Moll, Ana Caroline de Paula e Michel Monteiro, pelo apoio, carinho e contribuição na elaboração deste trabalho.

A coordenadora do LABEAM, Sra. Luciane Lemos do Prado pelo apoio na realização das análises, por patilhar seus conhecimentos e pela amizade durante a pesquisa.

As alunas de Doutorado Ellen Baettker e Caroline Kozak pelo auxílio durante as análises, pelo apoio, e principalmente pela generosidade em patilhar seus conhecimentos.

A todos os colegas de mestrado que de alguma forma contribuíram e ajudaram no desenvolvimento deste trabalho

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) pelos conhecimentos repassados durante este período de pesquisa, os quais contribuíram para o andamento deste trabalho.

Aos professores que compuseram a banca examinadora, pelas contribuições.

A todos os amigos, que de uma forma muito especial souberam compreender minha distância, ausência e mesmo assim demonstraram apoio e carinho para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Sr. João Vittor Gallo, por possibilitar a pesquisa e por todo auxílio durante o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os familiares, que de forma direta ou indireta, compartilharam desse momento da minha vida, em especial aos meus sogros Milton Divino Appel, Maria Luiza Weigert e minha irmã Veridiana Misael dos Santos, por todo incentivo e carinho.

Ao meu marido Luciano Appel, pelo incentivo, compreensão, carinho e amor.

Em especial ao meu maior amor e presente, minha filha Clara Misael Appel por toda a paciência, compreensão, carinho e amor. Filha, você é o reflexo mais perfeito da existência de Deus em minha vida.

“Na vida, não vale tanto o que temos, nem tanto importa o que somos. Vale o que realizamos com aquilo que possuímos e, acima de tudo, importa o que fazemos de nós”.

Chico Xavier

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

Marthin Luther King

"Não é o que você faz, mas quanto amor você dedica no que faz que realmente importa."

Madre Tereza de Calcutá

RESUMO

As edificações ou edifícios inteligentes se tornaram uma tendência mundial, são obras com tecnologias sustentáveis que visam o bem-estar do usuário e a proteção do meio ambiente. A concepção ou projetos desses empreendimentos, normalmente seguem um padrão estabelecido por empresas de certificação ambiental, tal como LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*). No LEED, entre os aspectos avaliados, destaca-se o uso da água, introduzindo os aspectos de economia, aproveitamento, reciclagem e reúso, por meio de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos domésticos com aplicação de tecnologia sustentáveis. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar o tratamento e reciclagem do esgoto doméstico para fins não potáveis, utilizando processos biológicos e oxidativos avançados em empreendimento com certificação LEED, categoria O+M Platinum. O sistema pesquisado está em operação há mais de quatro anos no município de Curitiba. A metodologia aplicada para realização desta pesquisa envolveu a avaliação das condições de funcionamento das unidades de tratamento para a reciclagem de esgoto, por meio de visitas técnicas e coleta de dados da construção e operação do sistema de tratamento implantado. Para avaliação das características físico-químicas e biológicas do efluente das unidades de tratamento, foram realizadas coletas em cinco pontos do sistema, totalizando 40 amostras de esgoto, nas quais foram analisados 20 parâmetros. Os dados amostrados permitiram avaliar as interferências, realizar alterações e posterior análise das características físico-químicas e biológicas do efluente das unidades de tratamento. Com os resultados obtidos foram propostas modificações na operação e controle das unidades do sistema de tratamento estudado, por meio de uma correlação dos aspectos para a certificação LEED quanto ao uso da água e o tripé da sustentabilidade. A avaliação das unidades de tratamento permitiu observar que não há, na literatura, sistema com configuração similar para o tratamento de esgoto e também que o funcionamento das unidades de tratamento não atuam conforme as características previstas de operação. Os resultados das características físico-químicas e biológicas do efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento apresentaram, na água de reciclagem utilizada para abastecimento das descargas das bacias sanitárias, elevadas concentrações de nitrogênio ($159,1 \pm 25,4$) mg/L, nitrato ($89,7 \pm 68,6$) mg/L e fósforo total ($27,0 \pm 13,0$) mg/L, além de pH acidificado ($3,0 \pm 1,27$). O efluente do vermifiltro apresentou altas concentrações de nitrogênio ($805,2 \pm 26,6$) mg/L, principalmente na forma amoniacal ($549,0 \pm 41,9$) mg/L, possivelmente devido ao acúmulo de compostos e materiais particulados na biomassa dessa unidade, que com aos picos de vazão ocasionados pelo acionamento das descargas sanitárias são carregados para as demais unidades de tratamento. Foi observado um possível residual de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), assim como o acúmulo de outros compostos recirculando no sistema de tratamento, os quais podem estar inibindo o desenvolvimento dos microrganismos aeróbios. O efluente do RBS apresentou indicativo de deficiência nutricional dos microrganismos, má sedimentabilidade do lodo e ausência de bactérias. E, mesmo após avaliadas as interferências e realizadas alterações no sistema de tratamento, não foram evidenciadas melhorias significativas no efluente do RBS. Portanto, foram apresentadas propostas para a operação e controle das unidades de tratamento. Conclui-se que os sistemas de tratamento de esgotos implantados carecem de monitoramento acerca do desempenho do tratamento no longo prazo e que, no Brasil, a ausência de uma legislação clara e difundida que regulamente e fiscalize a prática do reúso ou reciclagem de esgotos sanitários não possibilita mensurar os aspectos da sustentabilidade que são alcançados nesses empreendimentos.

Palavras-chave: Esgoto doméstico. Processos biológicos. Processos Oxidativos avançados. Reciclagem do esgoto em ciclo fechado. Sustentabilidade.

ABSTRACT

Intelligent buildings have become a worldwide trend. These are mostly referred to construction work built with sustainable technologies aimed at the welfare of the user and the protection of the environment. The design concepts of these ventures usually follow a standard set by environmental certified companies, such as Leadership in Energy and Environmental Design (LEED). In LEED, among the evaluated aspects, the use of water stands out, introducing the aspects of economy, utilization, recycling and reuse, through decentralized domestic sewage treatment systems with the application of sustainable technology. Thus, this work aimed to evaluate the treatment and recycling of domestic sewage for non-potable purposes, using advanced biological and oxidative processes in a LEED certified enterprise, category O + M Platinum. The researched system has been in operation for over four years in the city of Curitiba. The methodology applied to this research involved the assessment of the existent units of sewage recycling treatment. The study was completed via technical visits and data collection of the construction and operation of the treatment system. To evaluate the physicochemical and biological characteristics of the effluent from the treatment units, samples were collected at five points of the system, totalling 40 sewage samples, of which 20 parameters were analyzed. The sampled data allowed to evaluate the interferences, to make alterations and subsequent analysis of the effluent physicochemical and biological characteristics of the treatment units. Through the obtained results, modifications were proposed in the operation and control of the units, through a correlation of the aspects for the LEED certification regarding the water use and its respective sustainability aspects. The results of the study showed that there is no similarly configured system in literature for the treatment of sewage and that the operation of the treatment units does not act according to the expected operating characteristics. The results of the physicochemical and biological characteristics of the effluent of the units that compose the treatment system, presented high concentrations of nitrogen (159.1 ± 25.4) mg/L in the recycling water used to supply the sanitary basins, nitrate (89.7 ± 68.6) mg/L and total phosphorus (27.0 ± 13.0) mg/L, in addition to acidified pH (3.0 ± 1.27). The vermifiltro effluent showed high Nitrogen concentrations (805.2 ± 26.6) mg/L, mainly in the ammoniacal form (549.0 ± 41.9) mg/L, possibly due to the accumulation of compounds and particulate materials in the biomass of this unit, which with flow peaks caused by the triggering of the sanitary discharges are carried to the other treatment units. A possible residual hydrogen peroxide (H_2O_2) was observed, as well as the accumulation of other compounds recirculating in the treatment system, which may be inhibiting the development of RBS aerobic microorganisms. The RBS effluent showed indicative of nutritional deficiency of microorganisms, poor sedimentability of the sludge and absence of bacteria. Lastly, even after the interference was evaluated and changes were made to the sewage treatment system, no significant improvements in RBS effluent were evidenced. Therefore, a proposal has been put through for the operation and control of the sewage treatment units. It is concluded that the implemented sewage treatment systems need to be monitored for long-term treatment performance and that in Brazil the lack of a clear and widespread regulation that monitors the practice of reuse or recycling of sanitary sewage, does not allow measuring the aspects of sustainability in these enterprises.

Keywords: Household wastewater. Biological processes. Advanced oxidative processes. Wastewater recycling in closed cycle

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – PERFIL MÍNIMO DE DESEMPENHO PARA CERTIFICAÇÃO AQUA	24
FIGURA 2 – CATEGORIAS DA CERTIFICAÇÃO LEED.....	25
FIGURA 3 –DISTRIBUIÇÃO DE SÓLIDOS NOS ESGOTOS BRUTO.....	27
FIGURA 4 – ETAPAS DO PROCESSO BIOLÓGICO DE REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS	29
FIGURA 5 – FORMAS POTENCIAIS DE REÚSO E OU RECICLAGEM DE ÁGUA COM DESTAQUE PARA O USO URBANO	33
FIGURA 6 – ESQUEMA DE UM VERMIFILTRO.....	52
FIGURA 7 – CONFIGURAÇÃO DO VERMIFILTRO COMERCIALIZADO PELA EMPRESA ECOTELHADO.....	54
FIGURA 8 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS FASES DE OPERAÇÃO DE UM RBS.....	57
FIGURA 9 – MACRÓFITAS AQUÁTICAS	67
FIGURA 10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PAPEL DAS MACRÓFITAS NOS WC.....	70
FIGURA 11 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA INTERAÇÃO ENTRE AS PLANTAS E MICRORGANISMOS	71
FIGURA 12 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA FORMAÇÃO DO BIOFILME ..	72
FIGURA 13 – CONFIGURAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO FLUXO SUPERFICIAL (WCFS)	73
FIGURA 14 – ESQUEMA REPRESENTANDO O WETLAND HORIZONTAL.....	74
FIGURA 15 – ESQUEMA REPRESENTANDO O FUNCIONAMENTO DE WETLAND VERTICAL	77
FIGURA 16 – ESQUEMA TÍPICO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL SISTEMA FRANCÊS.....	79
FIGURA 17 – ORGANOGRAMA DAS ETAPAS DA METODOLOGIA.....	93
FIGURA 18 – CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO, IMPLANTADO EM EMPREENDIMENTO COMERCIAL NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA.....	96
FIGURA 19 – ETAPAS DA AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM	97

FIGURA 20 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICA FÍSICO-QUÍMICO E BIOLÓGICAS DO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO.....	99
FIGURA 21 – PONTOS DE COLETAS DE AMOSTRAS DO SISTEMA ESTUDADO. .	100
FIGURA 22 – EQUIPAMENTO TOC-VCPH SHIMADZU CORPORATION® UTILIZADO PARA QUANTIFICAÇÃO DE TOC.....	103
FIGURA 23 – DESTILADOR DE NITROGÊNIO AMONÍACAL UTILIZADO NAS ANÁLISES....	106
FIGURA 24 – LOCAIS DE COLETA DE LODO NO RBS IMPLANTADO AO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO PARA ANÁLISE MEV.....	108
FIGURA 25 – EQUIPAMENTO UTILIZADO PARA AS ANÁLISES DE MEV EM LODO DO RBS.....	109
FIGURA 26 – COLETAS DAS PLANTAS ORNAMENTAIS QUE COMPÕEM O SISTEMA DE WETLANDS CONTRUIDO IMPLANTADO AO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO	110
FIGURA 27 – FLUXOGRAMA DE PROPOSTA DE MODIFICAÇÕES NA OPERAÇÃO E CONTROLE DAS UNIDADES DE TRATAMENTO	111
FIGURA 28 – DESENHO ESQUEMÁTICO DA SEQUÊNCIA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DO SISTEMA ESTUDADO.....	113
FIGURA 29 – CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA INTEGRADO DE TRATAMENTO PARA REÚSO COMERCIALIZADO PELA EMPRESA ECOTELHADO	114
FIGURA 30 –VERMIFILTRO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO	115
FIGURA 31 – SISTEMA DE TRATAMENTO EM FEVEREIRO/2018 E NOVO IMPLANTADO EM MARÇO/2018	116
FIGURA 32 – FUNCIONAMENTO ESQUEMÁTICO DO RBS DO SISTEMA ESTUDADO.....	117
FIGURA 33 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS WETLANDS COM OS ECODRENOS.....	120
FIGURA 34 – FORMA DE ALIMENTAÇÃO E DESCARGA DO SISTEMA DE WETLANDS.....	121
FIGURA 35 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS VOLUMES UTEÍIS DE CADA WETLANDS.....	122
FIGURA 36 – INTERFERÊNCIA DE POSSÍVEL RESIDUAL DE H ₂ O ₂ EM DQO DAS AMOSTRAS.....	125

FIGURA 37 – VALORES MINIMOS, MÉDIOS E MAXIMOS DE TEMPERATURA EM CURITIBA DURANTE AS COLETAS DE AMOSTRAS E TEMPERATURA MÉDIA NAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO.....	130
FIGURA 38 – IMAGENS OBTIDAS POR MEIO DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) EM AMOSTRA DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS DO RBS	141
FIGURA 39 – SIMILAR A ANELÍDEO OBSERVADOS NA ANÁLISE DE LODO DO RBS POR MEIO DE MICROSCOPIA OPTICA EM AMOSTRA DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS DO RBS.....	142
FIGURA 40 – RAÍZES DAS PLANTAS NÃO ULTRAPASSAM OS FUROS DOS CONES NO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO	144
FIGURA 41 – PRINCIPAIS RESULTADOS POR MEIO DA AVALIAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA A RECICLAGEM DO ESGOTO QUANTO AOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO: FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS, E AS INTERFERÊNCIAS OBSERVADAS NAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO.....	148
FIGURA 42 – IMAGENS OBTIDAS POR MEIO DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) EM AMOSTRA DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS DO RBS APÓS AS MODIFICAÇÕES REALIZADAS	157
FIGURA 43 – RELAÇÃO ENTRE O IVL E A/M PARA A SEDIMENTAÇÃO DO LODO.....	159
FIGURA 44 – TESTE DE SEDIMENTABILIDADE DO LODO AERÓBIO DA ETE NO DIA DA INOCULAÇÃO E LODO NO REATOR APÓS APROXIMADAMENTE 30 DIAS DA INOCULAÇÃO	160
FIGURA 45 – PRINCIPAIS RESULTADOS APÓS ALTERAÇÃO REALIZADA NO SISTEMA DE TRATAMENTO E INTERFERÊNCIAS OBSERVADAS	162
FIGURA 46 – PROPOSTA DE CONFIGURAÇÃO E OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	164

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – PONTUAÇÃO DO LEED PARA A EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA.....	26
QUADRO 2 – CLASSES DE ÁGUA DE REÚSO E TRATAMENTOS SEGUNDO A NBR 13.969/1997.....	35
QUADRO 3 –LEGISLAÇÕES ESTADUAIS E MUNICIPAIS SOBRE REÚSO DE ÁGUAS.....	38
QUADRO 4 – PRINCIPAIS PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUAS PARA REÚSO APRESENTADAS NA RESOLUÇÃO SES/SMA/SSRH Nº 01 /2017 DO ESTADO DE SÃO PAULO E LEI Nº 2856/2011 DA PREFEITURA DE NITERÓI- RJ	39
QUADRO 5 – PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA DE RÉUSO OU RECICLAGEM PARA UTILIZAÇÃO EM VASOS SANITÁRIOS, ADOTADOS EM OUTROS PAISES.....	41
QUADRO 6– PRINCIPAIS VANTAGENS E DESVANTAGENS ENTRE OS SISTEMAS.....	45
QUADRO 7– PRINCIPAIS PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO DO TANQUE SÉPTICO.....	44
QUADRO 8– RECOMENDAÇÕES PARA PROJETOS DE FILTRO ANAERÓBIO	47
QUADRO 9– PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO PARA LODOS ATIVADOS EM BATELADAS (LAB) DESCRITOS NA NBR 13.969/1997	48
QUADRO 10– PRINCIPAIS MACROFITAS FLUTUANTES UTILIZADAS EM LAGOAS COM PLANTAS AQUÁTICAS.....	51
QUADRO 11– PRINCIPAIS ESTUDOS E CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE VERMIFILTRAÇÃO	53
QUADRO 12– PRINCIPAIS AÇÕES REALIZADAS PELAS MINHOCAS EM SISTEMAS DE VERMIFILTRAÇÃO.....	55
QUADRO 13– CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DA FASE DE REAÇÃO DO RBS.....	59
QUADRO 14– EXEMPLOS DE DIFERENTES IDADES DO LODO NO PROCESSO DE REMOÇÃO NITROGÊNIO (N) E FÓSFORO (P).....	60
QUADRO 15– COEFICIENTES CINÉTICOS PARA PROJETOS DE LODOS ATIVADOS A 20° C	61

QUADRO 16– RECOMENDAÇÕES E EQUAÇÕES PARA O DIMENSIONAMENTO DE LODOS ATIVADOS EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS).....	62
QUADRO 17– TIPOS DE MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WC.....	64
QUADRO 18– PRINCIPAIS MATERIAIS FILTRANTES UTILIZADOS EM WC.....	66
QUADRO 19– ESPÉCIES DE MACRÓFITAS UTILIZADAS EM 29 ESTUDOS REALIZADOS COM SISTEMAS DE WETLANDS.....	68
QUADRO 20– PRINCIPAIS MACRÓFITAS EMERGENTES E ORNAMENTAIS UTILIZADAS EM WC.....	69
QUADRO 21– EQUAÇÃO PARA DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO SUPERFICIAL (WCFS)	74
QUADRO 22– RECOMENDAÇÕES PARA PROJETOS DE WCFSSH PARA TRATAMENTO DE ESGOTO.....	75
QUADRO 23– EQUAÇÕES PARA DIMENSIONAMENTO DE WETLAND CONSTRUÍDO SUBSUPERFICIAL DE FLUXO HORIZONTAL (WCFSSH)	76
QUADRO 24– PARÂMETROS PARA DIMENSIONAMENTO DE WCFSSV	77
QUADRO 25– EQUAÇÕES PARA DIMENSIONAMENTO DE WETLAND CONSTRUÍDO SUBSUPERFICIAL DE FLUXO VERTICAL (WCFSSV).....	78
QUADRO 26– CARACTERÍSTICAS E RECOMENDAÇÕES PARA PROJETOS DE WCFSSV NO SISTEMA FRANCÊS.....	80
QUADRO 27– TIPOS DE ASSOCIAÇÃO COMUMENTE UTILIZADA EM POA	83
QUADRO 28– COMPARAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS TÉCNICO-ECONÔMICAS DE ALGUMAS TECNOLOGIAS DE DESINFECÇÃO.....	86
QUADRO 29– PARÂMETROS E FREQUÊNCIA DE REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES NAS UNIDADES DE TRATAMENTO QUE COMPOEM O SISTEMA ESTUDADO	102
QUADRO 30– DILUIÇÕES REALIZADAS NAS AMOSTRAS PARA A REALIZAÇÃO DE ANÁLISES DE COLIFORMES PARA O SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO.....	104
QUADRO 31– COMPARATIVO DAS CARACTERÍSTICAS PREVISTAS DE OPERAÇÃO E SITUAÇÃO ATUAL OBSERVADA DO FUNCIONAMENTO DO RBS.....	118

QUADRO 32– COMPARAÇÃO ENTRE OS VOLUMES NO TANQUE DO RBS ADOTADO E OS VOLUMES EM FUNÇÃO DOS PARÂMETROS CONFORME NBR 13.696/1997, CONSIDERANDO OS DOIS MÉTODOS DE DIMENSIONAMENTO	119
QUADRO 33– COMPARATIVO ENTRE HISTOLOGIA DE FOLHA DE PLANTA BEM DESENVOLVIDA EM WETLANDS E MICROSCOPIA DA FOLHA DAS PLANTAS QUE COMPOEM O SISTEMA DE TRATAMENTO COM WETLANDS.....	144
QUADRO 34– COMPARATIVO ENTRE HISTOLOGIA DE RAIZ BEM DESENVOLVIDA E SECÇÃO E MICROSCOPIA DA RAIZ DAS PLANTAS QUE COMPOEM O SISTEMA DE TRATAMENTO.....	142
QUADRO 35– COMPARATIVO ENTRE TANQUE DE EQUALIZAÇÃO E FOSSA SEPTICA.....	166

LISTA DE TABELAS

TABELA 1– VALORES TÍPICOS DE CONCENTRAÇÕES DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DO ESGOTO DOMÉSTICO BRASILEIRO	32
TABELA 2– TIPO DE TRATAMENTO E FAIXAS PROVÁVEIS DE REMOÇÃO DOS POLUENTES PARA EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO (EM %).....	45
TABELA 3 – COMPARATIVO DE RESULTADOS DE DIFERENTES AUTORES PARA O IVL.....	62
TABELA 4– AGENTES OXIDANTES E SEUS POTENCIAIS DE OXIDAÇÃO CARACTERÍSTICOS	82
TABELA 5– PARÂMETROS DE ANÁLISE, METODOLOGIA ANALÍTICA E REFERÊNCIAS UTILIZADAS NAS ANÁLISES LABORATORIAIS.....	101
TABELA 6– PARÂMETROS FÍSICOS – QUÍMICOS DA ÁGUA DE RECICLAGEM (APÓS POA) OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS	123
TABELA 7– CONCENTRAÇÕES DE DQO E DBO DA ÁGUA DE RECICLAGEM OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATORIAIS	126
TABELA 8– CONCENTRAÇÕES MÉDIAS PARA A SÉRIE DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E ORTOFOSFATO DA ÁGUA DE RECICLAGEM OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATORIAIS.....	128
TABELA 9– VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TEMPERATURA, pH, ALCALINIDADE E ÁCIDOS, NO EFLUENTE COLETADO, OBTIDAS NOS ENSAIOS FÍSICOS – QUÍMICOS	129
TABELA 10– VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TURBIDEZ E SÉRIE DE SÓLIDOS DAS UNIDADES DE TRATAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO	132
TABELA 11– CONCENTRAÇÕES MÉDIAS EM TERMOS DE DBO, COD, DQO, OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS EM AMOSTRAS DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO	134
TABELA 12– CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO	136
TABELA 13– CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO	138

TABELA 14– COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO E COM POA	139
TABELA 15– VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TEMPERATURA, pH, ALCALINIDADE E ÁCIDOS, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS ALTERAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO	149
TABELA 16– VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TURBIDEZ E SÉRIE DE SÓLIDOS, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS ALTERAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO	151
TABELA 17– CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE COD E DQO NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS ALTERAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	152
TABELA 18– CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DA SÉRIE DE NITROGÊNIO, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS MODIFICAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO	153
TABELA 19– CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE FOSFÓRO TOTAL E ORTOFOSFATO, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS MODIFICAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO	155
TABELA 20– COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO APÓS AS ALTERAÇÕES PROPOSTAS.....	156
TABELA 21– CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO RBS IMPLANTADO	158
TABELA 22– PARÂMETROS CINÉTICOS ADOTADOS PARA O REDIMENSIONAMENTO	167
TABELA 23– RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DO RBS.....	167

LISTA DE EQUAÇÕES

EQUAÇÃO (1).....	44
EQUAÇÃO (2).....	47
EQUAÇÃO (3).....	47
EQUAÇÃO (4).....	48
EQUAÇÃO (5).....	48
EQUAÇÃO (6).....	62
EQUAÇÃO (7)	62
EQUAÇÃO (8)	62
EQUAÇÃO (9).....	62
EQUAÇÃO (10).....	62
EQUAÇÃO (11)	63
EQUAÇÃO (12)	63
EQUAÇÃO (13)	63
EQUAÇÃO (14)	63
EQUAÇÃO (15)	63
EQUAÇÃO (16)	64
EQUAÇÃO (17)	64
EQUAÇÃO (18)	64
EQUAÇÃO (19)	64
EQUAÇÃO (20)	74
EQUAÇÃO (21)	76
EQUAÇÃO (22)	76
EQUAÇÃO (23)	76
EQUAÇÃO (24)	78
EQUAÇÃO (25)	78
EQUAÇÃO (26)	78
EQUAÇÃO (27)	97
EQUAÇÃO (28)	97
EQUAÇÃO (29)	107
EQUAÇÃO (30)	107

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

AAV	Ácidos Voláteis Totais
AB	Alcalinidade a bicarbonatos
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
A/M	Alimento/Microrganismo
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AQUA- HQE	Alta Qualidade Ambiental
AT	Alcalinidade Total
BIOSAN	Laboratório de Biologia Molecular Aplicado ao Saneamento
°C	Grau Celsius
CBCS	Conselho Brasileiro de Construções Sustentáveis
CMMAD	Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
CME	Centro de Microscopia Eletrônica
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Totais
CTermo	Coliformes Termotolerantes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
GBCB	<i>Green Building Council Brasil</i>
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
IWA	<i>International Water Association</i>
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
LAB	Lodos Ativados em Bateladas
LABEAM	Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto
LEED	<i>Leadership in Energy e Environmental Design</i>
MBR	<i>Membrane bioreactor</i> - Bioreatores com Membranas

MEV	Microscopia eletrônica de varredura
NBR	Norma Técnica Brasileira
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
N-NO ₂	Nitrito
N-NO ₃	Nitrato
NKT	Nitrogênio Kjeldhal Total
N _{org}	Nitrogênio orgânico
NPM	Número mais provável
NTU	Unidades nefelométricas de turbidez
N _t	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
-OH	Radical hidroxila
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
O ₂	Oxigênio
O ₃	Ozônio
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
pH	Potencial hidrogeniônico
PET	Politereftalato de etileno
POA	Processos Oxidativos Avançados
PO ₄ ³⁻	Ortofostafo
P _t	Fósforo total
PURAE	Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações
SES	Secretaria de Estado da Saúde
SMA	Secretaria do Meio Ambiente
SSRH	Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos
SDF	Sólidos Dissolvidos fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos totais
SDV	Sólidos Dissolvidos voláteis
SF	Sistema Francês
SSed	Sólidos Sedimentáveis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais

SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
STF	Sólidos Fixos Totais
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Voláteis Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGBC	<i>U.S. Green Building Council</i>
UV	Radiação Ultravioleta
UV/VIS	Ultravioleta Visível
WC	<i>Wetlands Construídos</i>
WCFS	<i>Wetlands</i> de Fluxo Superficial
WCFSS	<i>Wetlands</i> de Fluxo Subsuperficial
WCFSSH	<i>Wetland</i> Construído Subsuperficial de fluxo horizontal
WCFSSV	<i>Wetland</i> Construído Subsuperficial fluxo vertical
WEF	<i>Water Environment Federation</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	18
1.1 OBJETIVOS	21
1.2.1 Objetivo geral.....	21
1.2.2 Objetivos específicos.....	21
2 REVISÃO DE LITERATURA	22
2.1. CONSTRUÇÕES SUSTENTÁVEIS.....	22
2.1.1 Certificação AQUA – (Alta Qualidade Ambiental).....	23
2.1.2 Certificação LEED - (Leadership in Energy e Environmental Design).....	25
2.2 CARACTERÍSTICA DA ÁGUA RESIDUÁRIA E FORMAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO	26
2.3. REÚSO E RECICLAGEM DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA (ESGOTO DOMÉSTICO)	32
2.4 SISTEMAS TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO VISANDO O REÚSO OU RECICLAGEM.	42
2.4.1 Sistemas descentralizados para tratamento de esgoto segundo a NBR 13.969/1997.	43
2.4.2. Outros sistemas de tratamento descentralizados utilizados para tratamento de esgoto doméstico visando o reúso não potável.....	51
2.4.2.1 Vermifiltração	52
2.4.2.2 Reator em bateladas sequenciais – RBS.....	56
2.4.2.3 Wetlands construídos – WC.....	64
2.4.2.4 Processos oxidativos avançados (POA)	81
2.4.2.5 Desinfecção de esgoto sanitário tratado	86
2.5. APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA ASSOCIAÇÃO DE PROCESSOS BIOLÓGICOS E OXIDATIVOS AVANÇADOS (POA).....	87
2.6. APLICAÇÃO, AVALIAÇÃO E CONTROLE DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO VISANDO O REÚSO OU RECICLAGEM DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM EMPREENDIMENTOS COM CERTIFICAÇÃO LEED NOS EUA.....	90
3 MATERIAL E MÉTODOS	93
3.1. LOCAL DE ESTUDO.....	94

3.1.1. Avaliação das condições de funcionamento das unidades de tratamento para reciclagem do esgoto, considerando os aspectos de projeto, construção e operação.	95
3.1.2. Avaliação das características físico-químicos e biológicas do efluente das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto, destacando possíveis interferências no sistema.	98
3.1.2.1 Análises físico-químicas e biológicas	103
3.1.3. Proposta de modificações na operação e controle das unidades do sistema de tratamento estudado, estabelecendo correlação quanto ao sistema implantado e o tripé da sustentabilidade.....	111
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	113
4.1. AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM DO ESGOTO, CONSIDERANDO OS ASPECTOS DE PROJETO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO.....	113
4.1.1. Vermifiltro	113
4.1.2. Tanque de Armazenamento – TA	116
4.1.3. Reator em Bateladas Sequenciais – RBS	117
4.1.4. <i>Wetland</i> Construído Horizontal de Fluxo Subsuperficial.....	120
4.1.5. Processos Oxidativos Avançados (POA)	122
4.2. AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICAS DO EFLUENTE DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA A RECICLAGEM DO ESGOTO, DESTACANDO POSSÍVEIS INTERFERÊNCIAS NO SISTEMA.....	122
4.2.1. Fase 1 – Avaliação físico – químico e biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema de reciclagem de água.....	123
4.2.2. Fase 2 –Avaliação físico – químico e biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema após interferências identificadas e alterações realizadas	149
4.3. PROPOSTAS DE MODIFICAÇÕES NA OPERAÇÃO E CONTROLE DAS UNIDADES DO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO ESTABELESCENDO CORRELAÇÃO QUANTO AO TRIPÉ DA SUSTENTABILIDADE.....	163
4.3.1. Correlação do Sistema estudado e o Tripé da Sustentabilidade:	170
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	174
REFERÊNCIAS.....	178
APÊNDICE 1 – RESULTADOS DE MONITORAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO	198
APÊNDICE 2 – ESTIMATIVA DE CUSTOS PARA MONITORAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO IMPLANTADO.....	202

ANEXO 1 – ORÇAMENTOS DE EMPRESAS QUE COMERCIALIZAM OS SERVIÇOS DE ANÁLISES LABORATORIAIS PARA PARÂMETROS FÍSICOS – QUÍMICOS	204
--	------------

1 INTRODUÇÃO

O conceito de desenvolvimento sustentável foi introduzido na década de 80 e envolve questões ambientais, econômicas e sociais, principalmente no que se refere ao uso da terra, suprimento de água, e serviços sociais, educativos e sanitários, além de administração do crescimento urbano (WCED, 1987). A sustentabilidade é a meta a ser alcançada pelo desenvolvimento sustentável, ou seja, o objetivo final de longo prazo (SARTORI; LATRÔNICO; CAMPOS, 2014).

Desde então, diversos setores como, por exemplo, a construção civil vem introduzindo inovações em diferentes áreas, que são inseridas em um contexto maior de desenvolvimento, as chamadas *smart city* ou cidades inteligentes, incluindo a sustentabilidade como princípio, objetivando o aumento da qualidade de vida do ser humano no ambiente construído e no seu entorno, integrando as características da vida e do clima local, consumindo menor quantidade de energia e preservando os recursos hídricos (CORBELLA; YANNAS, 2003).

No conceito de construção sustentável, no que tange especificamente a construção de edifícios, o termo *Green Building* ou Edifício Verde é utilizado para denominar edifícios que foram construídos dentro dos padrões de sustentabilidade, cujo desempenho e eficácia destes empreendimentos são avaliados por meio de métodos ou critérios atribuídos por órgãos de certificações ambientais, que podem ser de caráter voluntário ou obrigatório. Tais certificações objetivam que os edifícios sustentáveis atendam a desempenhos ambientais relativos a temas como: eficiência de energia, conservação dos materiais e dos recursos, qualidade ambiental interna, eficiência de água, entre outros.

As principais certificações ambientais utilizadas em edifícios no Brasil são: a AQUA - HQE (Alta Qualidade Ambiental) e o LEED (*Leadership in Energy e Environmental Design*). Os edifícios com certificações ambientais, em especial o LEED, adotam práticas descentralizadas de conservação de água nas edificações para contribuir com a redução do consumo de água potável, por meio do uso de fontes alternativas de águas menos nobres para reúso não-potável, como a irrigação, lavagem e limpezas externas ou em descargas sanitárias VIEIRA et al., (2009). Portanto, os sistemas descentralizados de tratamento de esgoto, que objetivam o reúso ou a reciclagem para fins não potáveis em residências, pequenas comunidades e edifícios comerciais, apresentam - se como tecnologias que buscam alcançar a sustentabilidade.

Embora haja uma semelhança entre a definição de reúso direto não potável e reciclagem interna, os conceitos são distintos, uma vez que, a reciclagem é constituída por um sistema em ciclo fechado, em que a reposição de água de outra fonte deve-se somente quando ocorrem perdas. Neste sentido, quando a finalidade do tratamento é reciclagem do esgoto doméstico, o nível de tratamento a ser empregado deve garantir padrões de remoção de compostos e microrganismos patógenos que não ofereça riscos sanitários as pessoas envolvidas.

No entanto, no Brasil, não há uma diretriz em âmbito nacional clara e difundida que regulamente padrões para o reúso ou reciclagem de águas residuárias para fins não potáveis. Esse fato, aliado a necessidade de garantir segurança para as pessoas envolvidas nas atividades que utilizam a água de reúso ou reciclagem, têm motivado alguns estados brasileiros a implantar leis em suas respectivas jurisdições que fomentem e regulamentem a implantação de reúso ou reciclagem de águas residuárias. Sendo, a mais recente legislação sobre o tema, a Resolução nº 01- SES/SMA/SSRH, de 28 de junho de 2017 do Governo de São Paulo, a qual utiliza índices adotados por instrumentos internacionais como a Organização Mundial de Saúde - OMS, da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura - FAO e *United States Environmental Protection Agency* – USEPA (SÃO PAULO, 2017).

O Município de Curitiba foi pioneiro ao publicar a Lei Nº 10.785 de 2003, criando o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE, que entrou em vigor somente em 2006, pelo Decreto Municipal Nº 293/2006, quando também foram efetuadas algumas alterações em sua proposta inicial (CURITIBA, 2006). O Programa tem como objetivo instituir medidas que induzam à conservação, uso racional e utilização de fontes alternativas para captação de água nas novas edificações, bem como a conscientização dos usuários sobre a importância da conservação da água. No tocante ao reúso de águas servidas, o PURAE determina a adoção de ações de utilização de fontes alternativas dessas águas, de modo que, por meio de encanamento próprio, as águas servidas sejam direcionadas a reservatório destinado a abastecer as descargas dos vasos sanitários e, apenas após tal utilização, será descarregada na rede pública de esgotos. (CURITIBA, 2006).

Referente às águas servidas, o Decreto estabelece que, em edificações comerciais e industriais com área computável construída igual ou superior a 5.000m² (cinco mil metros quadrados), deverá ser previsto e executado sistema de coleta e tratamento de águas servidas de acordo com as normas vigentes, que deverão ser reutilizadas em pontos onde não se faz

necessário o uso de água potável. Ainda determina que, após a reutilização das águas servidas, as mesmas deverão ser descarregadas na rede pública de coleta de esgoto (se houver).

Contudo, o Decreto não deixa claro quais as normas vigentes a serem seguidas, uma vez que no Brasil não há legislação em âmbito nacional sobre reúso. Diante disso, observa-se que, embora o Município de Curitiba tenha sido pioneiro ao publicar o PURAE em 2003, e o Decreto que regulamenta a Lei em 2006, não houve avanços na legislação no Município sobre o tema reúso de águas servidas.

Ainda que não se observe avanços nas legislações sobre reúso, Curitiba é considerada uma capital precursora em ações que envolvem avanços urbanos, de meio ambiente, sendo considerada uma das grandes cidades sustentáveis do país. Nesse sentido, Curitiba tem sido pioneira na expansão de edifícios com certificação LEED, os quais, assim como determina o PURAE, implementam ações de utilização de fontes alternativas para águas servidas. Alguns dos empreendimentos certificados com LEED adotam sistemas descentralizados de tratamento das águas residuárias objetivando a reciclagem interna do efluente tratado, para a utilização nas caixas acopladas dos vasos sanitários.

Portanto, o monitoramento e o controle desses sistemas são os principais desafios tanto para os gestores dos sistemas, quanto para os órgãos municipais de fiscalização, uma vez que, os sistemas implantados carecem de monitoramento acerca da eficiência do sistema, bem como, no Município não há uma legislação que especifique parâmetros e padrões de qualidade para o efluente reciclado. Principalmente, quando se inicia uma tendência de implantação de sistemas de reciclagem em edifícios ou empreendimentos que buscam certificações como o LEED.

Portanto, a avaliação de sistemas existentes de tratamento e reciclagem de esgoto doméstico em empreendimento com certificação LEED é necessária para que se possa discutir e buscar ações integradas quanto ao desenvolvimento de projetos, implantação de sistemas, monitoramento e controle, fiscalização e participação do usuário, incluindo a sustentabilidades destes sistemas após implantação ao padrão exigido nas certificações.

1.1 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o tratamento e reciclagem de esgoto doméstico utilizando processos biológicos e oxidativos avançados em empreendimento com certificação LEED.

1.2.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar as condições de funcionamento das unidades de tratamento para reciclagem do esgoto, considerando os aspectos de projeto, construção e operação.
- b) Avaliar as características físico-químicas e biológicas do efluente das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto, destacando possíveis interferências no sistema.
- c) Propor modificações na operação e controle das unidades do sistema de tratamento estudado, estabelecendo correlação quanto ao sistema implantado e o tripé da sustentabilidade.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. CONSTRUÇÕES SUSTENTÁVEIS

A palavra sustentabilidade tem origem do latim, *sustentare*, e significa, apoiar, conservar e cuidar. Já o conceito de sustentabilidade sofreu diversas evoluções ao longo dos tempos, e ganhou destaque no final dos anos 70, cuja perspectiva da época tinha como base as questões econômicas com pouco interesse ambiental. Entretanto, no final da década de 80, a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD), da Organização das Nações Unidas (ONU), descreve no Relatório Brundtland que, para que o conceito de sustentabilidade se concretize efetivamente, três vertentes devem coexistir e interagir entre si de forma plena e harmoniosa, formando o denominado tripé da sustentabilidade (WCED, 1987). O tripé da sustentabilidade é composto pelos fatores ambientais, sociais e econômicos, descritos como:

- Fator Ambiental – ênfase no uso racional dos recursos naturais, por meio da adoção de tecnologias eficientes no uso de recursos naturais em prol do desenvolvimento urbano, rural e industrial. De modo que, os processos produtivos utilizem quantidades menores de recursos naturais, produzindo para atender a demanda da população mundial sem gerar degradação ambiental. Ainda, é preciso considerar a definição de legislações, regulamentações e normas que possibilitem uma adequada proteção ambiental (FROEHLICH, 2014).
- Fator Social – ações que envolvam o capital humano, promovendo e ampliando as oportunidades seja de um empreendimento, comunidade ou sociedade como um todo (VEIGA, 2008).
- Fator Econômico – aborda a eficiência econômica como condição necessária para alcançar uma melhor qualidade de vida para todos (SACHS, 2009). Ou seja, os ganhos econômicos devem estar associados a proteção do meio ambiente e o bem-estar dos envolvidos.

Neste contexto, o conceito de sustentabilidade objetiva atender às necessidades socioeconômicas das comunidades, a preservação do ecossistema, mantendo o crescimento econômico. De modo que, ao longo dos últimos anos, o desafio de implementar os conceitos da sustentabilidade tem sido o propósito do desenvolvimento sustentável, o qual é descrito no

Relatório Brundtland como a capacidade de satisfazer as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem suas próprias necessidades (WCED, 1987). Assim, ainda que os conceitos de desenvolvimento sustentável e sustentabilidade sejam utilizados como similares, vale destacar a diferença entre eles, uma vez que a sustentabilidade é o objetivo final a ser alcançado, por meio do desenvolvimento sustentável.

No âmbito do desenvolvimento sustentável, a construção civil é uma das atividades responsáveis pela transformação do ambiente natural em ambiente artificial e isso implica em impactos ambientais como o uso de grande quantidade de materiais de construção, substituição da cobertura vegetal pela edificada, gasto de recursos naturais renováveis e não renováveis e a geração de resíduos (VAHAN, 2011).

Com o objetivo de minimizar tais impactos, surge na construção civil as Edificações sustentáveis, *Green Building* ou “edifícios verdes”, os quais pretendem diminuir as emissões de gás carbônico (CO₂), reduzir o consumo de energia e água (YUDELSON, 2007). Segundo Lengen (2008), os parâmetros de um projeto arquitetônico sustentável devem objetivar integrar, reutilizar, reciclar dejetos e aproveitar.

A partir da propagação dos Edifícios Verdes, houve a necessidade de mensurar e atestar a sustentabilidade dessas edificações, deste modo surgiram as entidades denominadas de certificações ambientais. As certificações ambientais têm como objetivo medir e classificar os edifícios verdes por meio de diversas categorias, tais como: o relacionamento com o entorno; o uso eficiente de energia; a utilização de matérias-primas; o uso eficiente da água (VIEIRA et al., 2009).

Segundo Quintão (2013), o Brasil é o quinto país em construção sustentável, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, Emirados Árabes Unidos, Canadá e China, respectivamente. Para o Conselho Brasileiro de Construções Sustentáveis – CBCS (2014), as certificações sustentáveis internacionais passaram a ser importantes no Brasil a partir de 2007, principalmente em projetos de edifícios e de alto padrão. As principais certificações ambientais internacionais utilizadas em edifícios no Brasil são a LEED (*Leadership in Energy e Environmental Design*) e a AQUA - HQE (Alta Qualidade Ambiental).

2.1.1 Certificação AQUA – (Alta Qualidade Ambiental)

A certificação AQUA no Brasil é aplicada pela Fundação Carlos Alberto Vanzolini, a qual foi estabelecida pelo departamento de Engenharia de Produção da Escola Politécnica da

Universidade de São Paulo (USP) em 1967. A AQUA é uma certificação internacional de construção sustentável desenvolvida a partir da certificação francesa HQE, que visa garantir a qualidade ambiental de um empreendimento novo de construção ou reabilitação utilizando-se de auditorias independentes (LEITE, 2011). A avaliação do edifício engloba 14 categorias de preocupação ambiental, as quais são classificadas nos níveis Base, Boas práticas ou Melhores práticas. Segundo a Fundação Vanzolini (2018), para a obtenção do certificado AQUA, o empreendimento deve alcançar no mínimo um perfil de desempenho com três categorias no nível Melhores práticas, quatro categorias no nível Boas práticas e sete categorias no nível Base, conforme apresentado na FIGURA 1.

FIGURA 1 – PERFIL MÍNIMO DE DESEMPENHO PARA CERTIFICAÇÃO AQUA



FONTE: Referencial Técnico de Certificação – Vanzolini (2018).

As categorias de preocupação em relação ao uso da água estão apresentadas no referencial teórico da certificação como, na quinta e décima quarta posição, respectivamente Gestão da Água e Qualidade sanitária da água. Segundo o referencial técnico da Fundação Vanzolini (2018), a categoria de gestão da água engloba a Redução do Consumo de Água Potável por meio de medidas adotadas para limitar o uso de água potável, empregando a água não potável para os usos que não necessitem das características de potabilidade. Já a qualidade sanitária da água se caracteriza pelo controle da qualidade da água proveniente de rede de água não potável. O documento cita ainda, que a Gestão das Águas deve abranger a Gestão das águas servidas, de forma a possibilitar o reúso das águas servidas domésticas, após o tratamento, para uma utilização apropriada em função do tratamento realizado, de acordo com o disposto na regulamentação em vigor.

2.1.2 Certificação LEED - (Leadership in Energy e Environmental Design)

O LEED é uma ferramenta de certificação que foi desenvolvido em 1996 pelo USGBC (*U.S. Green Building Council*), instituição americana que busca promover edifícios sustentáveis e lucrativos, bem como lugares saudáveis para se viver e trabalhar. Em 2007, foi criado no Brasil o GBCB (*Green Building Council Brasil*), órgão não governamental vinculado ao USGBC que visa auxiliar o desenvolvimento da indústria da construção sustentável no país (USGBC, 2017). E, nos últimos anos, é possível verificar a disponibilidade de muitas versões do LEED destinadas a diferentes utilizações. Para novas construções e projetos de reformas é utilizado o LEED-NC (*New Construction and Major Renovations*). Para as edificações certificadas, há possibilidade de enquadramento em quatro categorias, sendo elas: CERTIFIED, SILVER, GOLD e PLATINUM (USGBC, 2017), conforme apresentado na FIGURA 2

FIGURA 2 – CATEGORIAS DA CERTIFICAÇÃO LEED



FONTE: GBC Brasil (2017).

A lista de objetivos a serem alcançados abrange sete categorias, que somam ao todo 110 pontos. Cada categoria possui pesos diferentes, cuja pontuação é obtida a cada exigência atendida por meio de um *checklist*.

Segundo Barroso (2010), no sistema LEED a eficiência da água ocupa a sexta categoria e tem um peso de 10% para a atribuição do certificado de edifício verde LEED, ou seja, 10 pontos estão diretamente associados à categoria, sendo subdividido em três formas de gestão e eficiência no uso da água, conforme apresentado no QUADRO 1.

QUADRO 1 – PONTUAÇÃO DO LEED PARA A EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA

TIPO	PONTOS	OBJETIVO
Paisagismo eficiente	2 a 4 pontos	Limitar ou eliminar o uso de água potável, bem como outros recursos de água subterrânea disponível no ou perto do local do projeto, para a irrigação. São concedidos dois pontos para uma redução de 50% no consumo de água para a irrigação e 4 pontos são concedidos para uma redução de 100%.
Redução do consumo de água	2 a 4 pontos	Aumentar ainda mais a eficiência da água dentro dos edifícios e reduzir a carga sobre o abastecimento de água e esgoto dos sistemas municipais.
Tecnologias inovadoras de águas residuais	2 pontos	Reduzir a produção de águas residuárias, por meio do tratamento dessas para posterior utilização para fins não potáveis, minimizando a utilização de água potável, para fins menos nobres. São concedidos 2 pontos tanto para reduzir o uso de água potável para o transporte de esgoto em 50%, como para tratar 50% das águas residuárias no local.

FONTE: Barroso (2010).

Diante do fato de que as certificações AQUA e LEED incentivam e adotam a prática de reúso e reciclagem das águas residuárias como critério de pontuação, considerando que o reúso ou reciclagem se baseia no reaproveitamento local dos nutrientes e da água contidos no esgoto doméstico, por meio de sistemas descentralizados de separação e tratamento (WINBLAD; SIMPSON-HÉBERT, 2004), torna-se necessária a implantação de diferentes tecnologias de tratamento que possibilitem oferecer um tratamento adequado para a reutilização e reciclagem das águas residuárias, visando a proteção do meio e a segurança sanitária das pessoas envolvidas.

2.2 CARACTERÍSTICA DA ÁGUA RESIDUÁRIA E FORMAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO

As águas residuárias são aquelas resultantes do descarte de esgoto, efluentes líquidos das edificações e indústrias (SILVA, 2014). Do ponto de vista de composição, os esgotos domésticos são em grande maioria (superior a 99,9%) compostos por água e o restante pode abranger microrganismos, sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos (VON SPERLING, 2014).

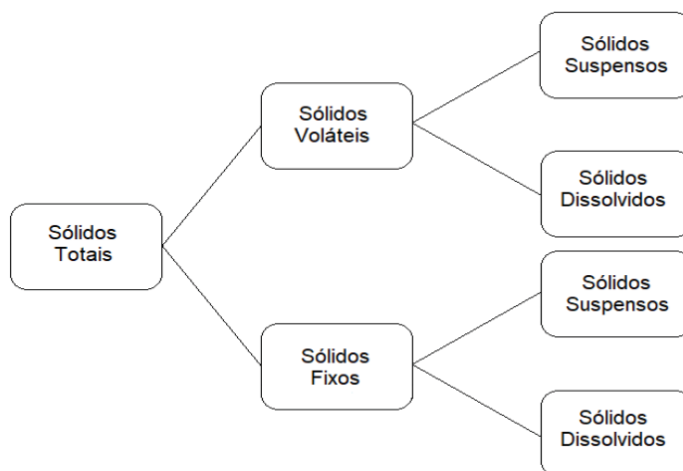
Dos compostos presentes nos esgotos domésticos, a matéria orgânica é constituída principalmente por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), óleos e graxas (8 a 12%). Sendo a ureia, a maior constituinte da urina, outro importante composto orgânico presente (METCALF; EDDY, 2016). A concentração de matéria orgânica presente nos esgotos é

medida de forma indireta em termos de Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e/ou Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O COT é uma medida direta da matéria orgânica carbonácea, sendo determinado por meio da conversão do carbono orgânico a gás carbônico. A DQO corresponde a quantidade de oxigênio necessário para oxidação da matéria orgânica por meio da ação de um agente químico e a DBO representa a quantidade de oxigênio necessário para degradação biológica da matéria orgânica (ALBUQUERQUE et al., 2009; BEM et al., 2013; JORDÃO; PESSOA, 2017).

A DQO geralmente é superior a DBO, uma vez que o esgoto doméstico geralmente possui matéria orgânica não imune a degradação biológica. Assim, o esgoto bruto que possui relação DBO/DQO superior a 0,5 indica que este é facilmente tratado por processos biológicos e quando a relação DBO/DQO for inferior a 0,3 indica a baixa susceptibilidade desse esgoto sofrer degradação biológica, possivelmente devido a ocorrência de componentes tóxicos, ou indica a necessidade de aclimatar os microrganismos requeridos para esta estabilização (METCALF; EDDY, 2016)

Dentre as propriedades físicas do esgoto, o material sólido é o de maior relevância, sendo categorizado com base em diversos fatores, como em função da dimensão das partículas (sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos), da sedimentabilidade (sólidos sedimentáveis, flutuantes ou flotáveis e não sedimentáveis), da secagem em temperatura média, 103 °C a 105 °C (sólidos totais, suspensos totais e dissolvidos totais) e da secagem a elevada temperatura, 550 °C a 600 °C (sólidos fixos e voláteis) (JORDÃO; PESSOA, 2017). A FIGURA 3, apresenta a distribuição de sólidos no esgoto bruto.

FIGURA 3 –DISTRIBUIÇÃO DE SÓLIDOS NOS ESGOTOS BRUTO



FONTE: Von Sperling (2014).

Segundo Jordão e Pessoa (2017), o esgoto bruto apresenta, aproximadamente 35 % de sólidos suspensos totais e 65 % de sólidos dissolvidos totais. Os sólidos suspensos totais (SST) se caracterizam pela fração de sólidos orgânicos e inorgânicos que não são filtráveis (não dissolvidos), de forma análoga, os sólidos dissolvidos totais (SDT) são os sólidos orgânicos e inorgânicos filtráveis. Sendo em ambas as frações os compostos orgânicos presentes, denominados de sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos dissolvidos voláteis (SDV) e os componentes minerais, ou seja, inorgânicos de sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos dissolvidos fixos (SDF) (METCALF; EDDY, 2016).

Os sólidos voláteis pressupõem a quantidade de matéria orgânica, sendo utilizado para medir a matéria orgânica biodegradável, mas sem muita precisão, pelo fato que muitos sais inorgânicos podem confundir o ensaio (HAMMER, 2007). Entretanto, Jordão e Pessoa (2017), a classificação dos sólidos voláteis (STV, SSV e SDV) representa extrema importância, uma vez que representa que a matéria orgânica dos efluentes, constituída de microrganismos e substrato, se volatiliza enquanto a matéria inorgânica permanece sólida.

Os sólidos fixos se caracterizam pelo resíduo restante após a amostra passar por ignição. A relação de sólidos fixos e voláteis é comumente utilizada para caracterizar a presença de matéria orgânica nos esgotos (METCALF; EDDY, 2016). Porém, Souto (2009) descreve a relação entre STV e ST e a relação SSV e SST como não muito precisa para a indicação da biodegradabilidade do efluente, pois os SV não possuem relação direta com a DBO ou mesmo com a DQO.

Entretanto, em sistemas de lodos ativados pelo fato da a fração de SSV indicar a presença de microrganismos no reator, indicando o desempenho do sistema, comumente se quantifica a concentração SSV por meio da concentração de SST no tanque de aeração, sendo essa relação expressa por SSV/SST e apresentando valores em lodos ativados convencional de 0,70 a 0,85 e para aeração prolongada de 0,60 a 0,75 (METCALF; EDDY, 2016).

Referente aos sólidos dissolvidos totais, Giroletti (2017) descreve que essa fração de sólidos representam uma parcela de difícil remoção pois corresponde a matéria inerte, tóxica ou recalcitrante do efluente. Para Silva et al. (2015), nos esgotos domésticos a matéria orgânica é encontrada em solução, sendo representada pelos sólidos orgânicos dissolvidos, rapidamente biodegradáveis e os sólidos em suspensão no meio líquido são lentamente biodegradáveis.

A turbidez dos esgotos sanitários também pode ser indicativa da presença de material sólidos no efluente, uma vez que essa característica física do efluente se caracteriza por uma redução da transparência da água, ocasionada principalmente pela presença de material

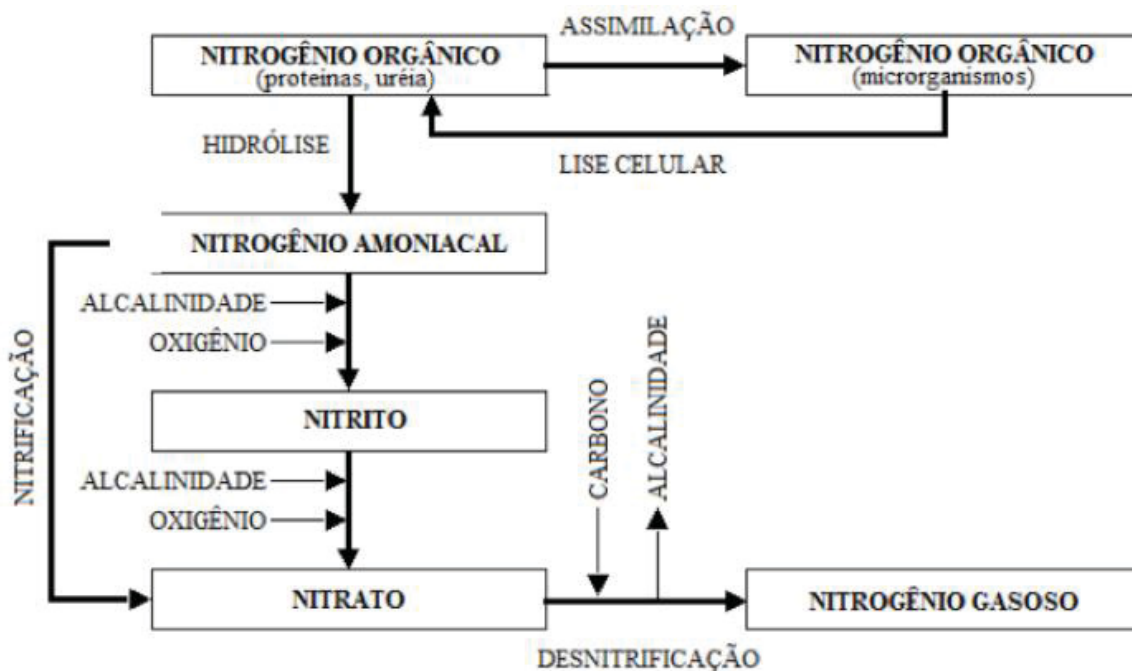
sólidos. Segundo Jordão e Pessoa (2017), a turbidez é causada por sólidos em suspensão, que também podem se apresentar na forma dissolvida, podendo ou não ser sedimentável.

Referente aos nutrientes, os dois principais são nitrogênio e fósforo. Sendo que o primeiro, é encontrado de diversas formas como: nitrogênio total, nitrogênio orgânico, amônia livre, nitrito e nitrato. O segundo, o fósforo, está presente no esgoto doméstico principalmente nas formas orgânica e inorgânica.

A presença de nitrogênio nos esgotos sanitários provém da matéria proteica e da ureia (VON SPERLING et al., 2014). No esgoto fresco, tem-se a predominância do nitrogênio orgânico que, quando em contato com as bactérias oxidantes, converte o nitrogênio existente primeiramente em nitrogênio amoniacal, em seguida, em nitrito e, por fim, em nitrato. Esse processo é denominado de nitrificação e ocorre em condições aeróbias (VON SPERLING et al., 2014; JORDÃO; PESSOA, 2017).

Na fase da nitrificação, o íon amônio é oxidado em duas fases: na primeira, é levado até nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônio, e numa etapa subsequente o nitrito é consumido pelas bactérias oxidadoras de nitrito produzindo nitrato (CHANG et al., 2011; MUÑOZ et al., 2009), conforme apresentado na FIGURA 4.

FIGURA 4 – ETAPAS DO PROCESSO BIOLÓGICO DE REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS



FONTE: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

A nitrificação contribui com a redução do pH, consequentemente, a redução do pH é um indício da ocorrência de reações de nitrificação. O processo de nitrificação requer o consumo de oxigênio livre, com liberação de H^+ , consumindo a alcalinidade do meio e, reduzindo o pH (VON SPERLING, 2014) quando a predominância de nitrato indica que os esgotos estão sendo estabilizados, pelo processo de nitrificação (METCALF; EDDY, 2016).

A temperatura é fator determinante para a nitrificação, uma vez que esse processo não ocorre em temperaturas superiores a 50 °C e em temperaturas próximas aos 5 °C as bactérias autotróficas nitrificantes praticamente deixam de agir.

Segundo Zoppas et al. (2016), o processo de nitrificação é limitado pela concentração de OD e temperatura, além de ser inibido pela concentração de amônia e ácido nítrico. O nitrato formado a partir do nitrito é convertido pelo processo de desnitrificação a óxido nítrico e nitrogênio gasoso, sendo novamente liberado para a atmosfera (BROCK & MADIGAN, 1991; METCALF & EDDY, 2016). Para Zoppas et al. (2016), otimizar o processo de nitrificação necessita de um controle permanente no sistema de tratamento de efluentes, principalmente de pH, temperatura e oxigênio dissolvido, uma vez que, esses parâmetros são limitantes ao processo.

Já o processo de desnitrificação se caracteriza por um processo anaeróbico ou anóxico realizado por bactérias heterotróficas, no qual ocorre a remoção biológica do nitrato a óxido nítrico e de óxido nítrico a gás nitrogênio (METCALF & EDDY, 2016). A desnitrificação está diretamente relacionada com a quantidade de substrato biodegradável presente, ou seja, relação carbono orgânico/nitrogênio (LIU et al., 2010a), sendo a taxa de desnitrificação em torno de 1,5 a 1,7.

Entretanto, geralmente nos tratamentos biológicos de efluentes, a presença de substrato facilmente degradável é baixa, de modo que, esses efluentes apresentam uma relação carbono/nitrogênio (C: N) maior do que 4, o que não possibilita uma desnitrificação satisfatória, sendo, portanto, necessária uma fonte externa de carbono (HELMERMADHOK et al., 2002).

O processo de desnitrificação produz alcalinidade e, consequentemente, um aumento de pH. A alcalinidade que é produzida durante a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso provoca um aumento do pH, assim o controle dessa condição é importante para garantir a estabilização das populações microbianas, sendo a faixa ótima de pH entre 7,0 e 8,0.

A temperatura é um fator que afeta sensivelmente o crescimento microbiano e a velocidade de remoção do nitrato (METCALF; EDDY 2016). Sendo que a temperatura ótima para as atividades bacterianas ocorre entre 25 a 35 °C. Em temperatura de 17 °C, por

exemplo, até mesmo as bactérias quimioheterotróficas que são mais resistentes se tornam dormentes (METCALF; EDDY, 2016). Portanto, valores de pH podem influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas residuárias, sendo esse um parâmetro de muita importância (OLIVEIRA et al., 2014).

Quanto ao fósforo, a parcela orgânica se encontra combinado a matéria orgânica em proteínas e aminoácidos, e o fósforo inorgânico existe sob a forma de ortofosfato e polifosfato, sendo o ortofosfato (PO_4^{3-}) a forma mais simples que corresponde cerca de 80% fósforo total (WEF et al., 2005). Esse composto também está diretamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Para que ocorra uma viabilidade do tratamento biológico a relação de $\text{DBO}/\text{N}_t/\text{P}_t$ é considerada, muitas vezes, como indicadora de balanço nutricional para os microrganismos. Segundo Jordão e Pessoa (2017), é comum adotar como padrão o valor de 100/5/1 (100 mg/L de DBO para 5 mg/L de Nitrogênio total para 1 mg/L de Fósforo total) como necessária para manter um balanço adequado de matéria orgânica e nutrientes para o tratamento biológico.

Em relação as características microbiológicas, existem diversos microrganismos presentes no esgoto que indicam poluição, os quais promovem interferências negativas na saúde pública. Destes pode-se citar os coliformes termotolerantes, ovos de helmintos (*Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichura*), cistos de protozoários (*Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* e *Cryptosporidia spp.*), etc. (JORDÃO; PESSOA, 2017).

Nesse contexto, as características apresentadas pelos esgotos domésticos podem ser classificadas como: características físicas (temperatura, cor, odor e turbidez) e químicas como sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos, sólidos sedimentáveis, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio, fósforo, óleos e graxas, pH, alcalinidade e cloretos e ainda características biológicas como: coliformes totais e termotolerantes, helmintos e protozoários (VON SPERLING, 2014; QASIM, 1985 apud JORDÃO; PESSÔA, 2017). A TABELA 1 apresenta as características e valores típicos das concentrações de diversos compostos presentes no esgoto doméstico do Brasil.

TABELA 1 – VALORES TÍPICOS DE CONCENTRAÇÕES DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DO ESGOTO DOMÉSTICO BRASILEIRO

	PARÂMETROS	UN	FAIXA DE CONCENTRAÇÃO COMUM
Físicos	Sólidos Totais	mg/L	400 a 1.000
	Sólidos Suspensos Totais	mg/L	120 a 400
	Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	100 a 300
	Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	20 a 150
	Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	280 a 700
	Sólidos Dissolvidos Voláteis	mg/L	130 a 300
	Sólidos Dissolvidos Fixos	mg/L	150 a 400
	Sólidos sedimentáveis	mL/L	2 a 20
Químicos	Demanda bioquímica de Oxigênio	mg/L	120 a 450
	Demanda química de Oxigênio	mg/L	240 a 900
	Carbono Orgânico Total	mg/L	150 a 800
	Nitrogênio Total	mg/L	20 a 85
	Nitrogênio Orgânico	mg/L	10 a 35
	Nitrogênio Amoniacal	mg/L	10 a 50
	Nitrogênio Kjeldhal Total – NKT	mg/L	15 a 70
	Nitrogênio como nitrito e nitrato	mg/L	0
	Fósforo Total	mg/L	2 a 10
	Fósforo Orgânico	mg/L	0,7 a 3,5
	Fósforo inorgânico	mg/L	1,3 a 6,5
	Óleos e Graxas	-	50 a 150
	pH	-	6,5 - 7,5
	Coliformes Totais	NPM/100mL	$10^6 - 10^9$
Biológicos	CTermotolerantes	NPM/100mL	$10^5 - 10^8$
	Helmintos	ovos/100mL	10^3
	Protozoários	cistos/100mL	10^3

FONTE: Qasim (1985) apud Jordão e Pessôa (2017); von Sperling (2014).

2.3. REÚSO E RECICLAGEM DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA (ESGOTO DOMÉSTICO)

O reúso e/ou reciclagem de águas residuária não é um conceito novo, uma vez que, há relatos da utilização desta prática na Grécia Antiga por meio do uso de esgotos na irrigação (RAGAZZI, 2011). A Organização Mundial de Saúde em 1973 já havia definido categorias para o reúso dessas águas (OMS, 1973):

- **Reúso indireto:** aquele em que a água usada por uma ou mais vezes em residências ou na indústria é despejada em águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente de forma diluída.
- **Reúso direto:** é o uso planejado e deliberado de efluentes tratados para outros fins benéficos. Exige a concepção e implantação de tecnologias apropriadas de tratamento para adequação da qualidade do efluente à qualidade definida pelo uso requerido.
- **Reciclagem interna:** é o reúso da água internamente as instalações industriais para fins de economia de água e controle de poluição.

Observa-se nas categorias definidas pela OMS, uma semelhança entre a definição de reúso direto e reciclagem interna. Porém Rodrigues (2005) apud Silva e Carvalho (2015), cita a reciclagem interna como um caso particular de reúso direto, funcionando como uma fonte suplementar de abastecimento do uso original. Configura-se como reciclagem a água que é reutilizada internamente para seu uso original antes de sua disposição no ambiente ou sistema de tratamento (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003). Contudo, diante do fato da reciclagem interna ser entendida como um caso particular de reúso direto, ela pode seguir a subdivisão conforme as modalidades apresentadas na FIGURA 5:

FIGURA 5 – FORMAS POTENCIAIS DE REÚSO E OU RECICLAGEM DE ÁGUA COM DESTAQUE PARA O USO URBANO



FONTE: Adaptado de Silva e Carvalho (2015).

Assim como ocorre com o reúso direto urbano, a reciclagem dos esgotos tratados pode ser para fins potáveis e não potáveis. Sendo que no reúso/reciclagem para fins potáveis, a água, em sua composição, deverá atender aos padrões de potabilidade da água, conforme exigências estabelecidas por órgãos competentes. Já o reúso e a reciclagem para fins não potáveis objeto desse estudo, à água passa por tratamento visando reduzir a concentração de poluentes.

No Brasil, a Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005, estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável (BRASIL, 2005) e classifica as modalidades de reúso direto não potável como:

- I. **Reúso para fins urbanos:** utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndios, dentro da área urbana;
- II. **Reúso para fins agrícolas e florestais:** aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;
- III. **Reúso para fins ambientais:** utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;
- IV. **Reúso na aquicultura:** utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

Quanto à qualidade do efluente destinado para o reúso ou reciclagem para fins urbanos, Monte (2010) cita que a qualidade da água requerida e o objeto específico do reúso/reciclagem definirão os níveis de tratamento adequados, além de critérios de segurança a serem seguidos e os custos vinculados, operação e manutenção associadas. Para Silva e Carvalho (2015), o reúso e a reciclagem de águas residuárias aparecem como alternativas para o reaproveitamento da água de qualidade inferior ou imprópria para o consumo humano, mas que pode ser empregada em outras destinações como: agricultura, geração de energia, refrigeração de equipamentos, lavagem de veículos, descargas de vasos sanitários.

Segundo Cunha (2011), fazer reúso ou reciclagem de água residuárias é implantar uma pequena estação de tratamento de água de uso “nobre” (banho e pias) para reutilização em fins 'menos nobres', como descargas, lavagens de piso e outros. Nesse sentido, Rodrigues (2005) descreve que o reúso e a reciclagem de águas residuárias urbanas para fins não potáveis, envolvem riscos bem menores e devem ser a primeira opção para o reúso/reciclagem em áreas urbanas. Contudo o autor salienta que, mesmo sendo mais seguros, uma série de cuidados/tratamentos é necessária quando do uso, decorrer contato direto com a população.

Assim, quando a finalidade do tratamento é a reciclagem interna para fins não potáveis, o efluente tratado atua no sistema em um ciclo fechado, de modo que o nível de tratamento a ser empregado deve garantir padrões de remoção de compostos e de microrganismos patogênicos que não ofereça riscos sanitários as pessoas envolvidas. Neste

contexto, quanto mais informação se obtiver sobre as águas residuárias geradas, melhor será a escolha de tratamento adequado, atendendo aos requisitos de qualidade exigidos para o reúso/reciclagem que se deseja.

No caso de reúso ou reciclagem de esgoto de origem essencialmente doméstica ou com características similares, no Brasil, a já consolidada NBR 13.696/1997 que dispõe sobre Projeto, construção e operação de Tanques sépticos, unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos, cita o reúso local (direto), de modo que, devem ser considerados todos os usos que o usuário precisar, tais como lavagens de pisos, calçadas, irrigação de jardins e pomares, manutenção das águas nos canais e lagos dos jardins, nas descargas dos banheiros, etc... (ABNT, 1997).

No contexto da reciclagem do esgoto tratado em descargas de vasos sanitários, a NBR 13.696/1997 cita que, após passar apenas por tratamento de desinfecção, pode-se prever o reúso ou reciclagem da água de enxágue das máquinas de lavar (águas cinza), nas descargas dos vasos sanitários. Neste caso a norma classifica o reúso como um caso simples e menos exigente, e que tal prática pode reduzir o volume de esgotos enviados as redes de coleta de esgoto Municipais. Em termos gerais, a NBR estabelece ainda que o tipo de reúso pode abranger desde a simples recirculação de água de enxágue da máquina de lavagem, com ou sem tratamento aos vasos sanitários, até uma remoção em alto nível de poluentes para lavagens de carros. Portanto, a NBR 13.696/1997 estabelece quatro classes para a água de reúso, conforme apresentado no QUADRO 2.

QUADRO 2 – CLASSES DE ÁGUA DE REÚSO E TRATAMENTOS SEGUNDO A NBR 13.696/1997
(continua)

CLASSE	USOS PREPONDERANTES	PARÂMETRO	UN	TRATAMENTO
Classe 1	Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes.	Turbidez < 5	UT	Geralmente necessário tratamento aeróbio (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguido por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração. Pode-se substituir a filtração convencional por membrana filtrante.
		Coliforme fecais < 200	NPM/100mL	
		pH entre 6,0 - 8,0	-	
		SDT < 200	mg/L	
		Cloro residual entre 0,5 e 1,5.	mg/L	

QUADRO 2 – CLASSES DE ÁGUA DE REÚSO E TRATAMENTOS SEGUNDO A NBR 13.969/1997
(continuação)

CLASSE	USOS PREPONDERANTES	PARÂMETRO	UN	TRATAMENTO
Classe 2	Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos exceto chafarizes.	Turbidez < 5	UT	Satisfatório tratamento biológico aeróbio (Filtro aeróbio submerso ou Lodo ativado por batelada - LAB, seguido de filtração de areia e desinfecção. Pode-se também substituir a filtração por membranas filtrantes.
		Coliforme fecais < 500	NPM/100mL	
		Cloro residual > 0,5	mg/L	
Classe 3	Reúso nas descargas dos vasos sanitários.	<10 NTU	UT	Normalmente, as águas de enxágue das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessário apenas uma cloração. Para casos gerais, um tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão.
		Coliforme fecais < 500	NPM/100mL	
Classe 4	Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	Coliforme fecais < 5.000	NPM.100mL	Não específica tratamento
		Oxigênio dissolvido > 2,0	mg/L.	
		As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.		

FONTE: Adaptado de ABNT (1997).

Embora a NBR 13.696/1997 apresente padrões e níveis de tratamento para águas de reúso, o marco legal em âmbito nacional relevante ao tema de reúso, se deu por meio da Resolução CNRH nº 54/2005, a qual estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. A resolução considera a diretriz adotada pelo Conselho Econômico e Social da Organização das Nações Unidas-ONU, segundo a qual, a não ser que haja grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deverá ser utilizada em atividades que tolerem águas de qualidade inferior. E nesse contexto, estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentem e estimulem a prática de reúso direto não potável de água em todo o território nacional (BRASIL, 2005).

Entretanto, torna-se importante destacar que, a resolução CNRH nº 54/2005, diferentemente da NBR 13.969/1997, não estabelece processos de tratamento e exigências

legais quanto aos padrões de qualidade da água de reúso, ficando estes a cargo dos respectivos órgãos competentes. Atualmente, um projeto do Ministério das Cidades, em parceria com a Agência Nacional de Águas (ANA) e colaboração do Ministério da Integração Nacional (MI) e Ministério do Meio Ambiente (MMA), vem conduzindo projeto específico para a instituição de uma Política de Reúso de Efluentes Sanitários Tratados no Brasil. O projeto visa levantar dificuldades e potencialidades de implementação, definir padrões de qualidade para reúso, avaliar tecnologias disponíveis, debater aspectos institucionais, e propor modelos de financiamentos e/ou subsídios tarifários (ANA, 2017). Contudo, trata-se de um projeto em fase de estudo, de modo que não há ainda uma diretriz em âmbito nacional que regule padrões para o reúso de águas residuárias para fins não potáveis.

Esse fato, aliado a necessidade de garantir segurança para as pessoas envolvidas nas atividades que utilizam a água de reúso, têm motivado alguns estados brasileiros a assumirem o papel de implantar leis em suas respectivas jurisdições, que fomentem e regulamentem a implantação de reúso de águas residuárias. O Estado de São Paulo e o Município de Curitiba – PR, foram pioneiros na elaboração instrumento com a abordagem do reúso de água como uma fonte de água alternativa. O Estado de São Paulo publicou o Decreto nº 48.138, de 7 de outubro de 2003, que instituiu medidas de redução de consumo e racionalização do uso de água no estado (SÃO PAULO, 2003).

No mesmo ano Curitiba, aprovou a Lei nº 10.785 de 18 de setembro de 2003, que instituiu o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE. Porém, o Decreto Municipal Nº 293/2006, para regulamentar o PURAE entrou em vigor somente três após em 22 de março de 2006, quando também foram efetuadas algumas alterações. O PURAE institui medidas que induz à conservação, uso racional e utilização de fontes alternativas para captação de água nas novas edificações, e também a conscientização dos usuários sobre a importância da conservação da água. (CURITIBA, 2006).

Atualmente vários estados e municípios brasileiros possuem legislações em vigor para regulamentar a prática do reúso para fins não potáveis, sendo alguns apresentados no QUADRO 3. Porém, embora as legislações regulamentem em âmbito estadual e municipal, a prática do reúso/reciclagem de água residuárias, a maioria não define e apresenta critérios e padrões de qualidade da água a serem respeitados, deixando esta responsabilidade para outros órgãos ou sugerindo a NBR 13969/1997.

QUADRO 3 – LEGISLAÇÕES ESTADUAIS E MUNICIPAIS SOBRE REÚSO DE ÁGUAS

ESTADO/ MUNICÍPIO	LEGISLAÇÃO	DESCRIÇÃO
Curitiba	Lei Nº 10785, de 18 de setembro de 2003	Cria no município de Curitiba, o programa de conservação e uso racional da água nas edificações - PURAE.
Estado de São Paulo	Decreto nº 48.138, de 7 de outubro de 2003	Institui medidas de redução de consumo e racionalização do uso de água no âmbito do Estado de São Paulo.
Vitória	Lei nº 6259, de 23 de dezembro de 2004	Dispõe sobre o reúso de água não potável e dá outras providências.
Cuiabá	Lei nº 4748 de 07 de março de 2005	Dispõe sobre o reúso da água das estações de tratamento de esgoto.
Cidade de São Paulo	Lei nº 14.018 de 28 de junho de 2005.	Institui o programa municipal de conservação e uso racional da água em edificações e dá outras providências.
Campinas	Lei nº 12.474 de 16 de janeiro de 2006	Cria o programa municipal de conservação, uso racional e reutilização de água em edificações e dá outras providências.
Manaus	Lei nº 1192, de 31 de dezembro de 2007	Cria, no município de Manaus, o programa de tratamento e uso racional das águas nas edificações - Pro-águas.
Florianópolis	Lei nº 8080, de 07 de dezembro de 2009	Institui programa municipal de conservação, uso racional e reúso da água em edificações e dá outras providências.
Aracaju	Lei nº 4026, de 28 de abril de 2011	Cria o programa de reúso de água em postos de gasolina e lava-rápidos no município de Aracaju e dá outras providências.
Niterói	Lei nº 2856 26 de julho de 2011	Institui mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas.
Juiz de Fora	Lei nº 12.448, de 22 de dezembro de 2011	Dispõe sobre a obrigatoriedade da utilização de alternativas tecnológicas, ambientalmente sustentáveis, nos prédios residenciais, comerciais com mais de dez unidades e nas edificações isoladas que menciona.
Paraíba	Lei nº 10.033, de 03 de julho de 2013	Institui a Política Estadual de Captação, Armazenamento e Aproveitamento da Água da Chuva no Estado da Paraíba, e dá outras providências.
Estado de São Paulo	Deliberação CRH nº 156, de 11 de dezembro de 2013	Estabelece diretrizes para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) de sistemas públicos para fins urbanos
Juiz de Fora	Lei Complementar nº 020, de 16 de dezembro de 2014	Estabelece que os prédios públicos a serem edificadas no Município de Juiz de Fora observem, em sua construção, alternativas tecnológicas ambientalmente sustentáveis.
Estado de São Paulo	Resolução nº 01-SES/SMA/SSRH, de 28 de junho de 2017.	Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas.

FONTE: Adaptado de Rezende (2016).

Nos Estados brasileiros, dentre as legislações que apresentam critérios e parâmetros de padrões de qualidade para a água de reúso, destaca-se a Lei nº 2856/2011 da Prefeitura de

Niterói- RJ e a Resolução conjunta SES/SMA/SSRH N° 01 /2017, conforme apresentado no QUADRO 4.

QUADRO 4 –PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUAS PARA REÚSO NA RESOLUÇÃO SES/ SMA/ SSRH N° 01 /2017 DO ESTADO DE SÃO PAULO E LEI N° 2856/2011 DA PREFEITURA DE NITERÓI- RJ

PARÂMETRO	UN	RESOLUÇÃO SES/SMA/SSRH N° 01 /2017		NITERÓI LEI N° 2856/2011
		USO COM RESTRIÇÃO MODERADA	USO COM RESTRIÇÃO SEVERA	
pH	-	6 a 9	6 a 9	6 a 9
DBO _{5,20}	mg/L	≤ 10	≤ 30	Não informa
Turbidez (NTU) ⁽¹⁾	NTU	≤ 2 UT	-	≤ 5
Cor	UH	Não informa		Até 15
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	(1)	< 30	Não informa
Coliformes Totais	NMP/100 mL	Não informa		Ausência
Coliforme Termotolerante ⁽²⁾	NMP/100 mL	Nd	< 200	Ausência
Ovos helmintos ⁽³⁾	(Ovo/L)	< 1	1	Não informa
Cloro Residual ⁽⁴⁾	mg/L	≥ 1	≥ 1	0,5 a 2
Condutividade elétrica (CE)	dS/m	< 0,7	< 3,0	Não informa
Sólidos dissolvidos Totais	mg/L	< 450	< 2.000	≤ 200
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Não informa		≥ 2,0
Cloreto ⁽⁵⁾	mg/L	< 106	< 350	Não informa
Nitrogênio total	mg/L	-	-	Não informa
Tipos de Tratamento		Secundário+ desinfecção + filtração. Este tratamento não poderá ter níveis mensuráveis de patógenos.	Secundário+ Desinfecção+ Filtração.	Não informa

(1) O Critério de Turbidez deve ser respeitado antes da desinfecção. Esse critério deve ser baseado na média das medições horárias da Turbidez dentro de um período de 24 horas. Nenhuma medição horária deve exceder 5 NTU. No caso de utilização de sistemas de membrana filtrante, a Turbidez não poderá exceder 0,2 NTU e os Sólidos Suspensos Totais, 0,5 mg/L, uma vez que concentrações superiores a esses valores são indicativas de problemas de integridade desse sistema.

(2) Caso seja utilizado o parâmetro E. coli, o limite para o uso restrito deve ser 120 NMP/100mL.

(3) Outros tratamentos que não utilizem o cloro serão aceitos para desinfecção, desde que tenham eficiência semelhante.

(4) Este padrão aplica-se para o uso de irrigação. Para os demais usos, aplica-se o padrão do uso com Restrição Severa.

(5) Recomenda-se realizar uma caracterização microbiológica completa (bactéria, vírus e protozoário) da água tratada de reúso antes do início de operação da planta SR - sem recomendação; nd – não detectáveis.

FONTE: Adaptado de RESOLUÇÃO SES/SMA/SSRH N° 01 (2017); LEI N° 2856/2011, PREFEITURA DE NITERÓI -RJ.

Para os efeitos da Resolução do Estado de São Paulo, são consideradas as seguintes categorias de água de reúso:

- Uso com Restrição Moderada: que abrange todas as modalidades;
- Uso com Restrição Severa: que irrigação paisagística; lavagem de logradouros e outros espaços públicos e privados; construção civil; desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgotos; lavagem de veículos; exceto lavagem interna de veículos.

Os parâmetros utilizados na Resolução SES/SMA/SSRH Nº 01 /2017 do Estado de São Paulo, utiliza índices adotados por instrumentos internacionais como a Organização Mundial de Saúde - OMS, Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura - FAO e o Manual para reúso de água, elaborado pelo *United States Environmental Protection Agency* – USEPA (SÃO PAULO, 2017). Contudo, a resolução não informa dentre as categorias de reúso, padrões para reúso de esgoto sanitário (águas negras) em bacias sanitárias. Nesse sentido, torna-se importante destacar, padrões de reúso ou reciclagem de esgotos sanitários (águas negras) tratados, para alimentação dos vasos sanitários adotados por outros países, como Austrália, Alemanha Japão e Estados Unidos (EUA). Esse último, de forma similar ao que ocorre no Brasil não apresenta uma legislação em âmbito nacional, relacionada diretamente para prática do reúso. Entretanto, de acordo com a USEPA (2012), existem 32 Estados ou Territórios nos EUA, com regras, regulamentos ou diretrizes sobre a aplicação de reúso.

Alguns Estados, como por exemplo, a Califórnia, Flórida e Washington desenvolveram amplos regulamentos e guias especificando requisitos de qualidade e/ou processos de tratamento, para as várias aplicações da água de reúso (USEPA, 2012). Para os Estados citados, bem como apresenta o Manual para reúso de água, elaborado pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA em 2012, o reúso em descarga de vasos sanitários está classificado na categoria de reúso irrestrito urbano, ou seja, quando o reúso envolve os usos de águas onde a exposição do público é provável, e por isso, necessita-se de alto grau de tratamento.

Para o reúso de esgoto sanitário em descarga de vasos sanitários, a USEPA (2012) estabelece a ausência de coliformes fecal ou termotolerantes. No entanto, as legislações dos demais países adotam padrões onde valores mínimos de coliformes totais e termotolerantes são toleráveis. Em pesquisa apresentada por Gonçalves (2006), no PROSAB IV a presença de coliformes Totais, estão na faixa de $1,55 \times 10^2$ a $1,20 \times 10^5$ NMP/100mL em bacias sanitárias

que utilizam água potável, fato esse que, pode indicar que o reúso de águas residuárias em descargas de bacias sanitárias não representa risco ao usuário e que os valores sugeridos são bastante restritivos. O QUADRO 5 apresenta os padrões de qualidade da água de reúso ou reciclagem para utilização em descargas de bacias sanitárias adotados nos países citados.

QUADRO 5 – PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA DE RÉUSO OU RECICLAGEM PARA UTILIZAÇÃO EM VASOS SANITÁRIOS, ADOTADOS EM OUTROS PAÍSES.

PAÍS/ESTADO		PARÂMETROS				
		pH	DBO ₅	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS SST	TURBIDEZ	COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES (FECAIS)
			mg/L	mg/L	UNT	NMP/100 ML
Austrália (Região Sul)		NE*	20	20	2 a 5	Totais: menor 1 Fecais: máximo 30
Alemanha		6,0 - 9,0	20	30	1 a 2	Totais: 500 Fecais: 100
Japão		6,0 - 9,0	10	NE*	5	Totais e Fecais: menores que 10
ESTADOS UNIDOS	Califórnia	NE*	NE*	NE*	2 a 5	Totais: 2,2 (média) e 23 (máximo) Fecais: NE*:
	Flórida	NE*	20	5	NE*	Totais NE*: Fecais: máximo 25
	Washington	NE*	30	30	2 a 5	Totais: 2,2 (média) e 23 (máximo) Fecais: NE*:
	USEPA	6,0 - 9,0	≤ 10	NE*	≤ 2	Sem coliformes fecal detectáveis

*NE = Não Específica - regulamentos e guias não especifica padrões para os parâmetros

FONTE: adaptado de USEPA (2012).

Portanto, para atingir aos padrões de qualidade para a água de reúso ou reciclagem, promovendo à redução ou eliminação de coliformes totais e termotolerantes (fecais), o tratamento implantado para o esgoto a ser reutilizado em descargas de bacias sanitárias deve passar por sistema de tratamento a nível secundário seguido por desinfecção. Sendo o nível de tratamento a ser implantado deve apresentar um bom custo-benefício e ser “*fit for purpose*”, ou seja, deve se “encaixar na finalidade” (USEPA, 2012).

A USEPA (2012) destaca ainda que, cada caso deve ser analisado pontualmente, uma vez que, um efluente pode ser reutilizado com tratamento de apenas filtração e desinfecção,

ou pode ser necessário um nível mais elevado de tratamento, como filtração por membranas, processo oxidativo avançado, ou tratamento para remover elementos químicos e biológicos.

2.4 SISTEMAS TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO VISANDO O REÚSO OU RECICLAGEM.

Os sistemas de tratamento de esgoto doméstico podem ser centralizados ou descentralizados. Os sistemas centralizados são conhecidos como convencionais, dinâmicos ou coletivos e são formados por uma extensa rede de coleta, pelas quais as águas residuais são encaminhadas para estações de tratamento de efluentes (ETE) com grande capacidade. (VON SPERLING, 2014).

Os sistemas denominados descentralizados, individuais ou estáticos são sistemas que pressupõem a solução para os esgotos no local ou próximo da geração (VON SPERLING, 2014). Segundo Larsen et al. (2013), são sistemas autônomos utilizados para tratamento de pequenas vazões em residências, condomínios comerciais, construções isoladas e pequenas comunidades, nas quais, os resíduos podem ser processados no local ou tratados em outras unidades. Ou seja, no sistema descentralizado o esgoto é coletado, tratado e descartado ou reutilizado próximo ao local da geração. A NBR 13.969/97 define como o sistema local ou descentralizado de tratamento de esgotos, onde as distâncias entre as fontes geradoras de esgotos, seu tratamento e disposição final são próximas entre si, não necessitando normalmente de rede coletora extensa, coletor-tronco, poços de visita, emissários, estações elevatórias etc... (ABNT, 1997)

No contexto urbano, observa-se nos sistemas centralizados de tratamento de esgotos domésticos uma solução difundida e consolidada. Contudo, os sistemas descentralizados surgem como alternativas para a complementação da gestão de águas residuárias no meio urbano, principalmente quando a finalidade das águas residuárias é o reúso ou a reciclagem para fins não potáveis. Para Libralato (2012), inevitavelmente essa nova tendência leva a identificar as principais vantagens e desvantagens de abordagens de tratamento centralizado e descentralizado, conforme apresentado no QUADRO 6.

Desta forma, cabe aos sistemas descentralizados de tratamento complementar a abrangência dos sistemas coletivos e devem ser geridos e fiscalizados com a mesma seriedade e competência pelos órgãos responsáveis. São muitas tecnologias que podem ser aplicadas aos sistemas descentralizados de tratamento de esgoto doméstico, sendo algumas delas apresentadas nas normas brasileiras NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997),

as quais destacam a necessidade da promoção, minimamente, dos níveis de tratamento primário e secundário.

QUADRO 6 – PRINCIPAIS VANTAGENS E DESVANTAGENS ENTRE OS SISTEMAS CENTRALIZADOS E DESCENTRALIZADOS DE TRATAMENTO ESGOTOS DE DOMÉSTICOS

	VANTAGENS	DESVANTAGENS
CENTRALIZADO	<ul style="list-style-type: none"> • Ideal para grandes centros urbanos com alta densidade populacional; • Controle facilitado por ser centralizado; • Custo competitivo caso já exista sistema de coleta; • Potencial economia unitária em áreas de grande densidade populacional. 	<ul style="list-style-type: none"> • Maior chance de se ocorrer eutrofização no corpo receptor de sistemas centralizados, devido ao grande volume despejado; • Alta produção de biossólidos (lodo) e custos elevados com a disposição final • Elevada demanda de energia; • Alto custo de manutenção das redes coletoras.
DESCENTRALIZADO	<ul style="list-style-type: none"> • Ideal em comunidades rurais, áreas suburbanas, industriais, comerciais ou residenciais; • Redução do transporte dos esgotos; • Geração de grandes oportunidades de reutilização; • Geralmente compactas, com condições de operação bastante flexíveis e reduzido impacto paisagístico. 	<ul style="list-style-type: none"> • Quando não são bem projetados, construídos, operados e monitorados pode ocasionar riscos sanitários; • Demanda a disponibilidade de espaço para a implantação do sistema.

FONTE: Adaptado de Libralato (2012); Wilderer e Schreff (2000); Otterpohl et al. (1997) apud Sezerino et al., (2005) e Asano (2007).

2.4.1 Sistemas descentralizados para tratamento de esgoto segundo a NBR 13.969/1997.

A primeira norma técnica referente ao tratamento de esgoto sanitário descentralizado ou individual foi a NBR 7.229/1993 que dispõe sobre – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Porém, devido ao fato da NBR 7.229/1993 contemplar de forma transitória a parte referente ao tratamento e disposição dos efluentes de tanques sépticos, em 1997 essa norma foi complementada pela NBR 13.969/1997, com o objetivo de oferecer alternativas de procedimentos técnicos para o projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos de tanque séptico (ABNT, 1997).

Na NBR 13.969 as alternativas para tratamento e disposição dos efluentes dos tanques sépticos, foram revistas, ampliadas e detalhadas, assim como foram inclusas outras alternativas para possibilitar a adequação da qualidade do efluente para situações as mais diversas e exigentes possíveis, se for necessário (ABNT, 1997).

Entretanto, segundo NBR 13.969/1997, as alternativas citadas devem ser selecionadas de acordo com as necessidades e condições locais onde é implantado o sistema

de tratamento, não havendo restrições quanto à capacidade de tratamento das unidades. Considerando as necessidades locais, as alternativas apresentadas podem ser utilizadas complementarmente entre si para atender ao maior rigor legal ou para efetiva proteção do manancial hídrico a critério do órgão fiscalizador competente.

Os principais sistemas descentralizados de tratamento de esgoto domésticos descritos na NBR 13.969/1997 são:

a) Tanque Séptico:

Utilizado desde o final do século XIX em sistemas descentralizados, o tanque séptico é o mais antigo e conhecido sistema de pré-tratamento. Para Colares et al. (2013) isso ocorre devido à sua simplicidade de construção e operação, atrelado ao baixo custo de implementação, de modo que, esse é o sistema descentralizado para tratamento de esgotos mais utilizado em vários países.

Os tanques sépticos são unidades de tratamento primário de esgoto doméstico, podendo o dimensionamento ser em câmara única ou em série, em formato prismático retangular ou cilíndrica. O dimensionamento do Tanque séptico deve ser realizado a fim de favorecer o tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão (ABNT,1993), conforme parâmetros descritos no QUADRO 7.

QUADRO 7 – PRINCIPAIS PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO DO TANQUE SÉPTICO

PARÂMETRO	CARACTERÍSTICA
Volume útil Total	<p>O volume útil total do Tanque Séptico é obtido pela EQUAÇÃO (1).</p> $V_u = 1000 + N(CT + K.L_f) \quad (1)$ <p>Onde:</p> <p>N: Número de pessoas ou unidades de contribuição, C: Contribuição de despejos, em L/hab.d ou em L/unidade.d. T: Período de retenção, em dias; K: Taxa de acumulação de lodo digerido em dias, L_f: Lodo fresco, em L/hab.d ou em L/un. d</p>
Geometria	<p>Cilíndricos - minimizar a área útil em favor da profundidade. Prismáticos retangulares - maior área horizontal e menor profundidade.</p>
Fluxo	Horizontal
Medidas internas mínimas	<ul style="list-style-type: none"> Profundidade útil: de 1,20 á 2,8 metros, variando de acordo com o volume útil projetado. Diâmetro interno mínimo: 1,10 m. Largura interna mínima: 0,80 m. Relação comprimento/largura (para tanques prismáticos retangulares): mínimo 2:1e máximo 4:1.

FONTE: Adaptado ABNT (1993)

De modo similar ao que cita a NBR 7.229/1997, Chernicharo (2007) descreve que o dimensionamento do tanque séptico deve ser realizado de modo que o sistema seja capaz de realizar: a separação gravitacional da espuma e dos sólidos, em relação ao líquido afluente, onde os sólidos passam a se resultar em lodo; a digestão anaeróbia e liquefação parcial do lodo e o armazenamento do lodo.

Segundo Jordão e Pessoa (2017), para tanques sépticos projetados e operados corretamente a eficiência normalmente chega a 60% para sólidos em suspensão, redução de DBO em até 65% e gordura de 71 a 92%. Mas Chernicharo (2007) cita que a redução ou eficiência em tanques sépticos em função da DQO é de 30 a 55%, de sólidos suspensos é de 20 até 90% e decomposição de óleos e graxa alcança valores entre 70 e 90%. Importante destacar que, a eficiência dos tanques sépticos está interligada com diversos aspectos, tais como, carga hidráulica, carga orgânica volumétrica, geometria, arranjo das câmaras, temperatura e condições de operação (AISSE et al., 2000).

Entretanto, os efluentes dos tanques sépticos ainda apresentam características que não atendem a legislação quanto ao lançamento, por se tratar de um tratamento primário. Portanto, há necessidade de tratamento complementar dos efluentes, que segundo a NBR 13.969 (ABNT, 1997), devem ser escolhidos em função do corpo receptor, considerando as possibilidades de infiltração no solo por sumidouros, lançamento de corpos de água ou lançamento em galerias de águas pluviais. Os tipos de tratamento e as eficiências de remoção (faixas prováveis de remoção de poluentes) para o efluente do tanque séptico estão apresentados na TABELA 2.

TABELA 2 – TIPO DE TRATAMENTO E FAIXAS PROVÁVEIS DE REMOÇÃO DOS POLUENTES PARA EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO (EM %)

Processo Parâmetro	Filtro Anaeróbio	Filtro Aeróbio	Filtro de Areia	Vala de Filtração	LAB	Lagoa com plantas
DBO _{5,20}	40 a 75	60 a 95	50 a 85	50 a 80	70 a 95	70 a 90
DQO	40 a 70	50 a 80	40 a 75	40 a 75	60 a 90	70 a 85
SSF	60 a 90	80 a 95	70 a 95	70 a 95	80 a 95	70 a 95
SSed	70 ou mais	90 ou mais	100	100	90 a 100	100
Nitrogênio amoniacal	-	30 a 80	50 a 80	50 a 80	60 a 90	70 a 90
Nitrato	-	30 a 70	30 a 70	30 a 70	30 a 70	50 a 80
Fosfato	20 a 50	30 a 70	30 a 70	30 a 70	50 a 90	70 a 90
Coliformes fecais	-	-	99 ou mais	99,5 ou mais	-	-

FONTE: Adaptado da ABNT (1997).

b) Filtros anaeróbios:

São reatores biológicos constituídos de um tanque que contém um material de enchimento. O esgoto é depurado por meio de microrganismos não aeróbios, dispersos tanto nos interstícios do leito quanto nas superfícies do meio filtrante (NBR 13.969,1997). Segundo von Sperling (2014), no filtro anaeróbio, o efluente com elevada concentração de matéria orgânica percola pelo material de enchimento, onde microrganismos anaeróbios se desenvolvem e se fixam, formando a biomassa que cresce aderida. A eficiência do processo se dá pelo fluxo de efluentes por meio do meio filtrante e do lodo ativado (ANDRADE NETO, 2000).

Neste sistema, o material de enchimento tem como finalidade: permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o consequente aumento do tempo de retenção celular; melhorar o contato entre os constituintes do efluente e os sólidos biológicos contidos no reator; atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carreados para fora do sistema de tratamento; e ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator (ANDRADE NETO, 2000). Assim, para possibilitar o correto funcionamento, os materiais utilizados como meio suporte deve atender aos principais requisitos desejáveis: ser estruturalmente resistente, biológica e quimicamente inerte, suficientemente leve, possuir grande área específica, porosidade elevada e custo reduzido (METCALF; EDDY, 2016).

A NBR 13.969 (ABNT, 1997) recomenda como material de enchimento, a utilização de brita, peças de plástico (em anéis ou estruturados) ou outros materiais resistentes ao meio agressivo. No caso de brita, a granulometria recomendada é a nº 4 ou nº 5, com as dimensões mais uniformes possíveis. Contudo diversos estudos têm sido realizados com o intuito de buscar materiais alternativos para o meio filtrante que garanta o bom funcionamento dos filtros anaeróbios, alinhando: bom funcionamento e eficiência á custos reduzidos e facilidade de operação. Dentre os materiais alternativos estudados estão: gomos de bambu; escória de alto forno de siderurgia, anéis de eletroduto corrugado de plástico e tijolos cerâmicos vazados (COUTO E FIGUEREDO, 1993; ANDRADE NETTO ,2000; CAMARGO et al., 2001).

Os Filtros Anaeróbios, segundo a NBR 13.969 (ABNT, 1997), apresentam operação e construção simples, área de ocupação reduzida e baixo custo operacional, e os parâmetros de dimensionamento estão descritos no QUADRO 8.

QUADRO 8 – RECOMENDAÇÕES PARA PROJETOS DE FILTRO ANAERÓBIO
PARÂMETROS

Forma	Cilíndrica ou prismática, com seção retangular ou quadrada, composto por um fundo falso.
Fluxo	Ascendente ou descendente
Fundo falso	Altura do deve ser limitada a 0,60 m, já incluindo a espessura da laje. No caso de haver dificuldades de construção de fundo falso, todo o volume do leito pode ser preenchido por meio filtrante. Nesse caso, o esgoto afluente deve ser introduzido até o fundo, a partir do qual é distribuído sobre todo o fundo do filtro por meio de tubos perfurados com diâmetro de 2,5 cm.
Leito filtrante	Volume útil do leito filtrante (V_u) em litros é obtido pela EQUAÇÃO (2). Obs.: volume útil mínimo do leito filtrante seja de 1.000 L. $V_u = 1,6NCT \quad (2)$
Filtro anaeróbio	Altura do leito filtrante, incluindo a altura do fundo falso, deve ser limitada a 1,20 m; Obtida pela EQUAÇÃO (3) $H = h + h_1 + h_2 \quad (3)$

FONTE: Adaptado ABNT (1997).

Os filtros anaeróbios para tratamento de efluentes de tanque séptico, segundo a ABNT (1997), apresentam faixas de eficiência de remoção de 40 a 75% para $DBO_{5,20}$, de 40 a 70% para DQO, de 60 a 90% para SST e de 70% ou mais para sólidos sedimentáveis, levando em consideração que os valores limites superiores são para temperaturas maiores que 25°C (ABNT, 1997). Contudo, Nuvolari (2011) destaca que, em locais de clima mais frio, a eficiência do filtro anaeróbio pode ser reduzida.

c) Lodos ativados em bateladas (LAB):

Processo de tratamento que consiste na retenção de esgoto no tanque reator, onde se processa a depuração e formação de flocos de microrganismos basicamente aeróbios, cujo oxigênio necessário é fornecido por meio de ar injetado por equipamentos (ABNT, 1997). De acordo com a ABNT (1997), o LAB pode ser utilizado como sistema de tratamento complementar do efluente de tanque séptico, apresentando eficiência comprovada na remoção de poluentes, aliada à simplicidade operacional e construtiva.

Porém a norma destaca que, apesar da sua simplicidade operacional, o LAB exige manutenção regular, com intervalos menores do que nos outros processos, tais como filtro aeróbio submerso, filtros de areia etc. Por esse motivo, o sistema torna-se um processo mais vantajoso para locais com vazões maiores, uma vez que, para a operação adequada do LAB, devem ser observados os seguintes aspectos:

- 1) Controle do processo biológico deve ser feito por volume de lodo retirado do reator e enviado ao tanque séptico para digestão;
- 2) Para promover a remoção eficiente de N e P, além de reduzir o consumo energético, devem ser introduzidos ciclos alternados de fase aeróbia e fase de carência de oxigênio, desligando-se o equipamento de aeração e ligando-se o misturador, tomando o cuidado de não haver obstrução precoce dos dispositivos difusores de ar.

A norma brasileira de número 13.969 (ABNT, 1997) apresenta o LAB como um sistema compacto, onde em um único tanque se processam a remoção de poluentes, sedimentação dos sólidos e drenagem do efluente tratado, de modo cíclico, ou seja, operacionalmente o sistema se caracteriza pela intermitência do processo depurativo. O dimensionamento do sistema deve atender aos parâmetros descritos na norma, conforme apresentado no QUADRO 9.

QUADRO 9 – PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO PARA LODOS ATIVADOS EM BATELADAS (LAB) DESCRITOS NA NBR 13.969/1997

(continua)

PARÂMETROS	
Volume útil (V_{ur}) total do reator, incluindo o volume correspondente ao lodo	<p>Onde há a possibilidade de apuração, sejam de origem doméstica ou comercial, baseada nos dados levantados, obter o volume útil do reator multiplicando-se por dois a vazão diária apurada, conforme apresenta a EQUAÇÃO (4):</p> $V_{ur} = 2 \times Q \quad (4)$
Volume útil (V_{ur}) total do reator, incluindo o volume correspondente ao lodo	<p>Para casos onde não há estimativas de vazão, adota-se a EQUAÇÃO (5):</p> $V_{ur} = 2 \times N \times C \quad (5)$ <p>Sendo: N: Número de contribuintes; C: Contribuição por pessoa de esgoto, em litros por dia (Tabela 3 NBR 13.969/97).</p>
O volume de armazenamento do lodo	Deve ser igual ao volume diário de esgoto
Altura de volume do lodo no reator	No mínimo 1,5 m para o volume de lodo.
Altura sobressalente	Deve ser prevista uma altura sobressalente de 0,5 m acima da altura útil total do líquido
Formato do reator	Não há restrição ao formato do tanque reator, desde que se possa obter boa mistura no seu conteúdo por meio de equipamento de aeração selecionado.

QUADRO 9 – PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO PARA LODOS ATIVADOS EM BATELADAS (LAB) DESCRITOS NA NBR 13.969/1997

(continuação)

PARÂMETROS	
Carga orgânica afluyente diária	Considerar em 2,5 vezes a carga orgânica afluyente diária como sendo a demanda total de oxigênio no reator, já incluindo as demandas devidas à oxidação da matéria orgânica, nitrificação e respiração endógena.
Aeração	20 h por dia, o sistema de liga/desliga do equipamento de aeração deve ser por meio de <i>timer</i> , com sistema de drenagem manual ou automático.
Tempo de detenção hidráulica	1 (um) dia, com apenas um ciclo por dia, devendo a drenagem do efluente ser realizada no período de menor vazão afluyente de esgoto.
Dispositivo de drenagem	<p>O dimensionamento e a localização adequados do dispositivo dentro do reator podem evitar a deterioração do efluente final na fase inicial da operação de drenagem.</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Dispositivo flutuante</u>: taxa de aplicação hidráulica não seja superior a 200 m³/ (m x d) em relação à vazão média. • <u>Dispositivo fixo</u>: Altura do bocal de captação situado acima de 1,50 m do fundo.

FONTE: Adaptado ABNT (1997).

Os parâmetros de dimensionamento e operação do sistema LAB devem ser criteriosamente observados, uma vez que estão diretamente interligados com eficiência do tratamento. A NBR 13.969 (ABNT, 1997) descreve que quando bem operados os LAB, apresentam eficiência de remoção de 70 a 95 % para DBO; 60 a 90% para nitrogênio amoniacal, 30 a 70% nitrato e 90 a 100% sólidos sedimentáveis

d) Lagoa com macrófitas aquáticas:

De acordo com a NBR 13.969/97, no tratamento de esgotos em lagoa com macrófitas aquáticas o efluente é mantido em um tanque raso com macrófitas aquáticas flutuantes. Neste sistema de tratamento as macrófitas aquáticas flutuantes têm destaque no tratamento de efluentes por possuírem uma alta exigência nutricional, potencializando a remoção de nutrientes como: nitrogênio (N) e fósforo (P) presentes nos efluentes (XU; SHEN, 2011).

Em lagoas com macrófitas aquáticas o tratamento do efluente ocorre por vários mecanismos, incluindo a sedimentação de sólidos (com e sem floculação induzida pela planta), absorção dos contaminantes pela planta, biotransformações (principalmente microbianas) e reações físico-químicas. Nas raízes das macrófitas ocorre uma intensa atividade microbiana que podem transformar, por meio de reações, o nitrato em nitrito e posteriormente em nitrogênio gasoso. Na zona anaeróbica, ocorre à remoção da carga

orgânica e o fósforo tem grande potencial de ser absorvido pelas macrófitas (NAIME; GARCIA, 2005).

A NBR 13.969/97 recomenda a utilização do sistema de lagoas com macrófitas aquáticas em locais com temperatura média anual inferior a 15°C, com baixa taxa de incidência solar ou com alta ocorrência de neblinas e névoas que possam reduzir a incidência solar direta (basicamente, região sul do Brasil). A NBR descreve ainda, os principais parâmetros a serem observados no dimensionamento de lagoas com plantas aquáticas como:




- 1) Taxa de aplicação hidráulica superficial, devendo ser adotado o valor limite de $600 \text{ m}^3/(\text{ha}.\text{dia})$;
- 2) Profundidade máxima da lâmina líquida deve ser limitada entre 0,7 m e 1,0 m, com altura sobressalente de 0,30 m;
- 3) Relação comprimento/largura da lagoa deve ser superior a 10, sendo que a largura deve estar limitada a 10 m. Quando essa relação não for possível, recomenda-se dividir a lagoa em unidades múltiplas em série;
- 4) Deve conter telas/anteparos suspensos facilmente removíveis, compartimentando a superfície da lagoa, de modo a permitir um crescimento uniforme das plantas em toda a sua área.

Para Martelo e Borrero (2012), o uso de macrófitas flutuantes tem demonstrado uma eficiência significativamente alta na remoção de todos os constituintes das águas residuais. Sendo os valores de eficiências de remoção apresentados na NBR 13.969 (ABNT, 1997) da ordem de: 70 a 90% DBO; 100% sólidos sedimentáveis; 70 a 90 % de Nitrogênio amoniacal e 50 a 80 % de nitrato.

Embora os sistemas secundários de tratamento de esgotos domésticos apresentados na NBR 13.969/1997, sejam amplamente difundidos e estudados, a citada norma discorre sobre a possibilidade de utilização de alternativas de tratamento de efluentes que possibilitem a adequação da qualidade do efluente, para a finalidade requerida.

As principais espécies de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas em lagoas no Brasil estão descritas no QUADRO 10.

QUADRO 10 – PRINCIPAIS MACROFITAS FLUTUANTES UTILIZADAS EM LAGOAS COM PLANTAS AQUÁTICAS

PLANTA	CARACTERÍSTICAS	EXEMPLO
Aguapé <i>Eichhornia crassipes</i>	Capacidade de extração de nutrientes dissolvidos na água, retenção de grande quantidade de metais em suspensão nas raízes. Aceita bem águas cinza provenientes de água descartada por pias, chuveiros e tanques de lavar roupa ou máquinas de lavar.	 https://www.jardineiro.net/plantas/aguape-eichhornia-crassipes.html
Alface de água <i>Pistia stratiotes</i>	Muito eficiente na remoção de nitrogênio, fósforo, turbidez e matéria orgânica dos efluentes	 https://jardimwiltonmatos.blogspot.com/2017/04/alface-dagua.html
Salvinia <i>Salvinia auriculata</i>	Possui elevado potencial bioindicador e fitorremediador, acumulando em seus tecidos concentrações consideráveis de poluentes e metais pesados, com o chumbo ou cádmio.	 http://hmjardins.com.br/plantas-ornamentais-que-podem-ser-utilizadas-nos-lagos-artificiais/

FONTE: Adaptado de Pott (2000).

2.4.2. Outros sistemas de tratamento descentralizados utilizados para tratamento de esgoto doméstico visando o reúso não potável.

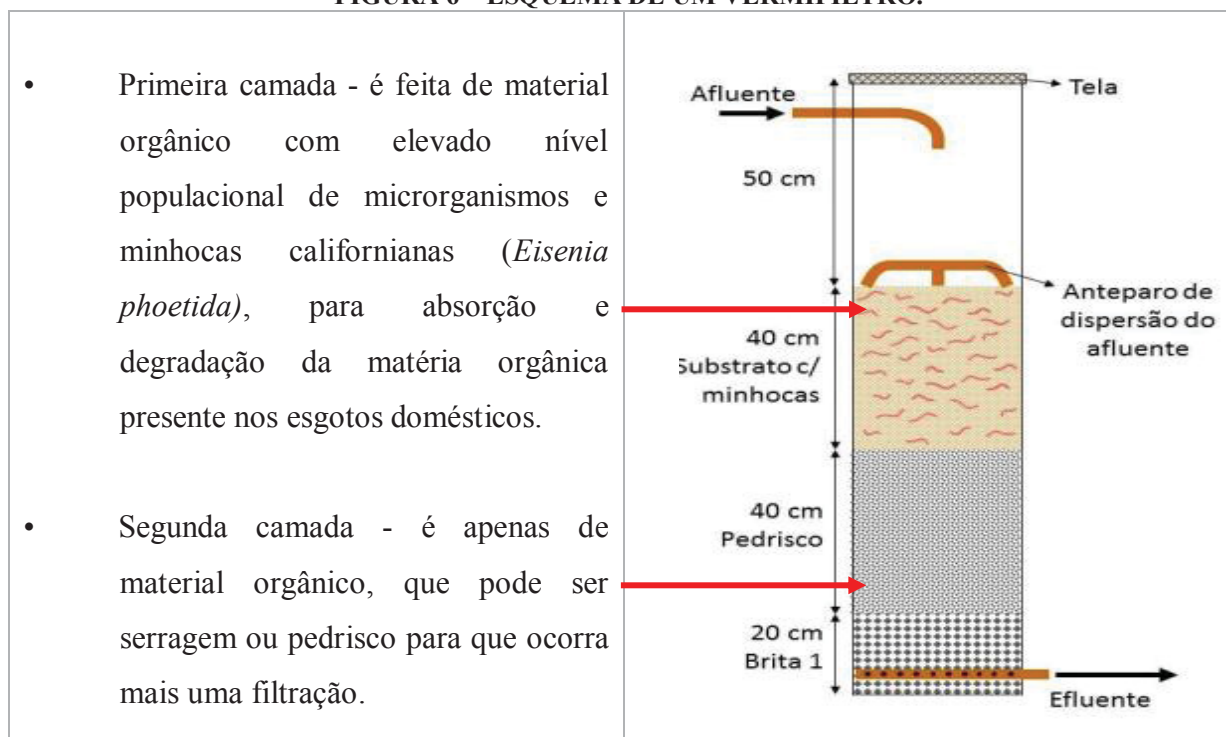
Quando a finalidade do sistema descentralizado de tratamento de esgotos é o reúso ou reciclagem para fins não potáveis, vale destacar como tecnologias alternativas de tratamento, a vermifiltração, os Reatores em bateladas Sequenciais (RBS), os *wetlands* construídos (WC) e os Processos Oxidativos Avançados (POA). Esses sistemas podem ser utilizados em substituição ao tanque séptico ou como pós-tratamento para efluentes de tanques sépticos ou outras tecnologias de tratamento primário.

2.4.2.1 Vermifiltração

O filtro biológico ou vermifiltro foi apresentado pela primeira vez pelo professor José Toha na Universidade do Chile em 1992, sendo utilizado como tratamento primário e aplicado em diversos sistemas descentralizados no Chile (UNDP, 1998). Madrid (2016) define os vermifiltros como filtros biológicos aeróbios com a presença de uma camada superior de substrato com material orgânico e minhocas. Considera ainda, o vermifiltro como uma solução simplificada, porém inovadora, sendo pouco expressivo na literatura brasileira. Dentre os estudos disponíveis, observa-se que não há um consenso entre os autores quanto à melhor composição do substrato a ser utilizado para a camada superior com minhocas.

Para Laws (2003), o vermifiltro é uma torre constituída basicamente por três camadas, de cima para baixo, conforme apresentado na FIGURA 6.

FIGURA 6 – ESQUEMA DE UM VERMIFILTRO.



FONTE: Adaptado de Madrid (2016).

Soto e Tohá (1998); Li et al., (2009); Sartori, (2010) e Nie et al., (2014) estudaram o vermifiltro como sistema de tratamento e o principal material empregado foi serragem misturada a outros agregados, porém há pouco detalhamento e especificação dos respectivos tamanhos das partículas e proporções de mistura. Da mesma forma são poucas as informações

que correlacione o substrato empregado à eficiência do vermifiltro. Alguns estudos com as características do processo da vermifiltração são apresentados na QUADRO 11.

QUADRO 11 – PRINCIPAIS ESTUDOS E CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE VERMIFILTRAÇÃO

AUTOR/EFLUENTE UTILIZADO	CAMADAS	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
Sartori (2010) – UFV, MG Esgoto doméstico proveniente após tratamento preliminar tanque séptico.	60 cm de material orgânico (bagaço de cana-de-açúcar, ou serragem ou lixo orgânico domiciliar compostado) onde foram adicionadas as minhocas; 20 cm de brita 1 para drenagem.	91% de turbidez. 80% de DBO. 74% de DQO. 86% de SST. 74% de N Total. 69% de P Total.
Nie et al. (2014) – UNIVERSITY SHANGHAI, China Efluente sanitário de um tanque séptico localizado no campus da Fundan.	40 cm de serragem com solo (proporção de 3:1 em volume) com minhocas <i>Eisenia fétida</i> ; 20 cm de areia (Ø0,2 a 2 mm); 10 cm de brita (Ø2 a 10 mm); 20 cm de brita (Ø15 a 30 mm); 30 cm brita (Ø20 a 40 mm).	80% de DQO e NH ₄ ⁺ . 30 a 70% N Total. 50 a 90% P Total.
Madrid (2016) – UNICAMP, Campinas - SP Esgoto Bruto	Camada superior: 0,40 m composta de substrato com minhocas da espécie <i>Eisenia andrei</i> , 25.000 minhocas. Substrato de mistura de braquiária (capim do gênero <i>Brachiaria</i>) seca não triturada com solo em uma proporção de 3:1. Camada intermediária: 0,40 m de pedrisco (de 2,0 a 4,8 mm de diâmetro). Camada inferior: 0,20 m de brita 1 (de 4,8 a 19,0 mm de diâmetro).	DBO de 61%. DQO de 63%.

FONTE: Adaptado de Madrid (2016).

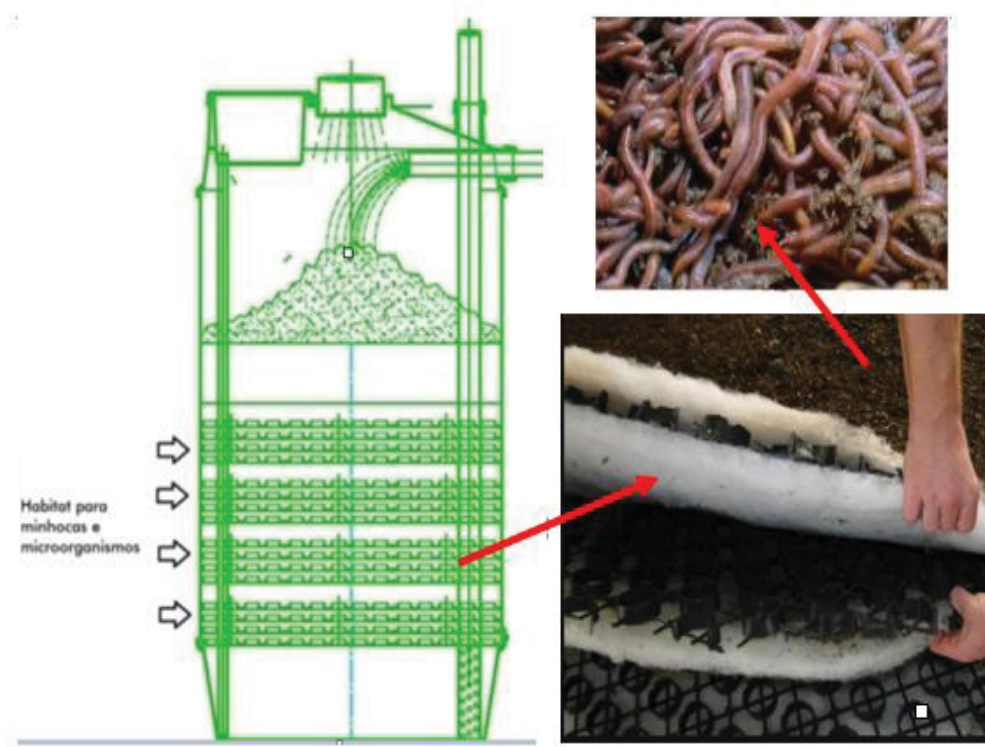
Madrid (2016) conclui ao final dos experimentos que as minhocas encontraram maior mobilidade em substratos com maiores partículas, aumentando assim a eficiência da vermifiltração e que a presença de material vegetal favorece a dinâmica populacional de minhocas.

Na Região sul do Brasil algumas empresas fabricam e comercializam sistemas com vermifiltração, como é o caso da Empresa Ecotelhado Soluções em Sistemas para Arquitetura Sustentável e Bioconstrução. A empresa apresenta o vermifiltro por eles desenvolvido como um reator biológico a base de minhocas e microrganismos aeróbicos que digerem as impurezas não deixando cheiro ou resíduos de lodo.

Segundo a Ecotelhado (2018), o vermifiltro é composto por uma única câmara, na qual estão dispostas quatro camadas de mantas de fibras PET (*Poli-Tereftalato de Etileno*)

espaçadas em 5 cm cada. Acima da última camada de manta de PET são colocados solo com a presença de microrganismos e minhocas do tipo californianas, conforme apresentado na FIGURA 7.

FIGURA 7 – CONFIGURAÇÃO DO VERMIFILTRO COMERCIALIZADO PELA EMPRESA ECOTELHADO



FONTE: Ecotelhado (2018).

A NBR-13.370 (ABNT, 2017) define a manta de Fibras PET como um não tecido de poliéster, de estruturas planas, flexíveis e porosas. Fagundes (2015) descreve as fibras de poliéster como elásticas e muito resistentes à tração e à fricção, muito estáveis à luz, aos ácidos, aos oxidantes e aos solventes. Estudo recente apresentado por Freire et al. (2017), avaliou a adoção de fios de garrafas PET em arranjo de novelos como meio suporte de filtro anaeróbio, em reator de bancada sob regime de batelada. Os autores concluíram que o material favorece a sedimentação por eventual degradação ocasionada pela biomassa aderida ao meio suporte.

A Empresa Ecotelhado destaca que na configuração de vermifiltro por eles proposta, as camadas de manta de fibra PET são responsáveis por separar a fração sólida e líquida presente no efluente. De forma que a matéria orgânica retida seja digerida pelas minhocas, garantindo a permeabilidade do sistema (ECOTELHADO, 2018).

Embora sejam os microrganismos que degradam bioquimicamente a matéria orgânica presente nos efluentes, as minhocas são consideradas como os “motoristas” cruciais do processo. Em estudo realizado por Dominguez e Edwards (2011), as ações realizadas pelas minhocas dentro do vermifiltro são conforme descritas no QUADRO 12:

QUADRO 12 – PRINCIPAIS AÇÕES REALIZADAS PELAS MINHOCAS EM SISTEMAS DE VERMIFILTRAÇÃO

PROCESSO	AÇÕES REALIZADAS PELAS MINHOCAS
Aeração	Construir túneis por toda a torre do filtro por onde os fluidos e o ar circulam e devido à essa atividade, o sistema não colmata. Os túneis facilitam a aeração do sistema permitindo que a atividade microbiana aumente drasticamente.
Mistura	Constante deslocamento dos substratos, uma vez que nunca defecam onde comem, aumentando a superfície exposta à ação dos microrganismos.
Ingestão	Alimentam-se seletivamente de substratos orgânicos ricos em moléculas assimiláveis que incluem os microrganismos mais poluentes e matéria orgânica.
Digestão	Durante este processo, a matéria orgânica, incluindo os microrganismos mais assimiláveis, é triturada. As minhocas são capazes inclusive de digerir substâncias como a celulose e a queratina encontradas nos cabelos.
Eliminação de patógenos	Secretam uma substância chamada hemolisina que possui propriedades que dificultam a proliferação de microrganismos que causam apodrecimento, além disso, fungos e bactérias promovidas pelas minhocas produzem antibióticos, como o fungo <i>penicillium</i> (muito encontrado no intestino da minhoca), que colaboram com a eliminação de patógenos.
Mineralização do nitrogênio	Deixam o nitrogênio disponível para as plantas.

FONTE: Adaptado de Dominguez; Edwards (2011).

As minhocas interferem diretamente na eficiência do tratamento dos vermifiltros, de modo que estudos realizados para análise desses agentes (TAYLOR; CLARKE; GREENFIELD, 2003; XING; LI; YANG; 2010, SARTORI, 2010; BATISTA et al., 2011;) citam a importância de monitoramento dos seguintes fatores:

- I. Quantidade de minhocas adultas: quanto maior a quantidade de vermes adultos melhor, por serem mais ativos;
- II. Tipo de substratos utilizados dentro da torre do filtro: o que irá variar o tempo de retenção do líquido e a filtração;
- III. Volume do efluente: estudos comprovam que se houver uma quantidade muito maior ao estimado o sistema é prejudicado;

- IV. Temperatura: variação adequada entre 0 e 30°C;
- V. Tempo de retenção do efluente dentro do filtro: quanto maior o tempo melhor, aumentando o período de contato com os microrganismos e minhocas;
- VI. Efluente tóxico: substâncias tóxicas podem matar algumas minhocas, o que pode prejudicar o tratamento.

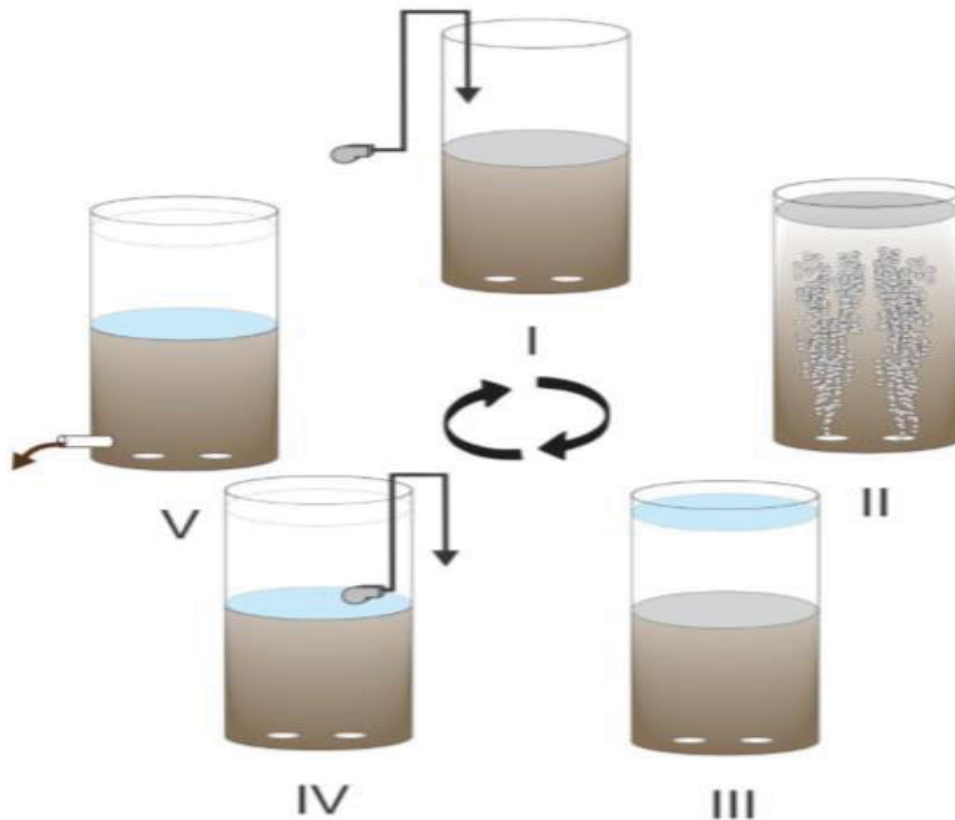
Ainda segundo os autores, os sistemas de vermifiltração quando bem dimensionados e operados apresentam como principais vantagens: ausência de formação de lodo na unidade e com isso custo reduzido para o tratamento e disposição final da fase sólida, geração de vermicomposto rico em nutrientes que pode ser aproveitado como biofertilizante. Ademais, os estudos concluíram que os efluentes líquidos pós vermifiltração apresentam-se suficientemente clarificado, possibilitando após tratamento secundário e/ou terciário e avançado o reúso ou reciclagem para fins não potáveis, como irrigação, lavagem de pisos e descarga de vasos sanitários (SINHA et al., 2008; LIU et al., 2009; XING et al., 2010).

2.4.2.2 Reator em bateladas sequenciais – RBS

O Reator em bateladas sequenciais (RBS) tem o princípio de funcionamento muito similar ao LAB apresentado na NBR 13969 (ABNT, 1997) e já descrito neste documento. Segundo von Sperling (2012), existem muitas variantes no processo de lodos ativados, sendo esses classificados de acordo com a idade do lodo, como, lodo ativado convencional ou aeração prolongada; de acordo com o fluxo - fluxo contínuo ou intermitente ou ainda de acordo com objetivos do tratamento - remoção de carbono ou remoção de carbono e nutrientes.

Dentre as versões apresentadas, o sistema de lodos ativados em bateladas sequenciais (RBS), pode ser convencional ou aeração prolongada (VON SPERLING, 2012). O princípio do funcionamento do RBS consiste na incorporação das unidades de processo (reator biológico e decantador), em um único tanque de mistura completa (METCALF; EDDY, 2016). Esse tanque apresenta a cronologia dos ciclos, conforme representado na FIGURA 8.

FIGURA 8 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS FASES DE OPERAÇÃO DE UM RBS



I-Fase de Enchimento, II- Fase de Aeração/Reação biológica, III- Fase de Sedimentação e IV- Fase de Descarga/Retirada do efluente V- Repouso e retirada do lodo em excesso.

FONTE: Silva (2016).

Embora o RBS seja composto por um único tanque, o processo de tratamento ocorre em fases distintas, descritas por Jordão e Pessôa (2017), como:

- I. Fase de enchimento: o esgoto bruto alimenta o tanque até o nível estabelecido pelo dimensionamento, ou até a disponibilidade de entrada. O preenchimento do esgoto pode ser realizado **(i)** Enchimento estático, a absorção da matéria orgânica é realizada em condições anaeróbias, promovendo o crescimento de organismos heterotróficos de crescimento lento e evitando os organismos filamentosos; **(ii)** Enchimento com mistura sem aeração fornecendo condições anóxica, onde o nitrato é utilizado pelas bactérias facultativas para a degradação da matéria orgânica do afluente, promovendo a desnitrificação. (GUIMARÃES, 2017) e **(iii)** Enchimento com reação, a qual ocorre por um pulso aerado, a matéria orgânica é degradada aeróbicamente promovendo a proliferação de organismos heterotróficos de crescimento rápido. (GERARDI, 2010).

- II. Fase de Aeração/Reação biológica: os aerados são mantidos ligados, garantindo o oxigênio necessário para a degradação da matéria orgânica e a transformação da NH_4 . Nessa etapa a cinética própria do processo se aplica (JORDÃO; PESSÔA, 2017). O oxigênio dissolvido nesta fase é normalmente maior que 2 mg/L para promover boas eficiências na remoção de amônia. A fase de aeração pode ser alternada com períodos anóxicos, dependendo da necessidade de desnitrificação (LOCHMATTER; GONZALEZ-GIL; HOLLIGER, 2013).
- III. Fase de Sedimentação: Esta fase é equivalente ao decantador secundário do sistema convencional, a aeração é desligada e os sólidos em suspensão sedimentam até o nível de lodo determinado no dimensionamento. A concentração de Sólidos totais (ST) no lodo presente no fundo do tanque pode alcançar entre 6.000 a 8.000 mg/L (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Caso os sólidos e biomassa não sedimentem ou se compactem apropriadamente, estes serão removidos do reator durante o descarte. (GUIMARÃES, 2017)
- IV. Fase de Descarga/Retirada do efluente: o efluente tratado é retirado por recalque hidráulico ou vertedor flutuante. É indicado garantir uma altura livre de proteção do clarificado acima do nível de lodo, da ordem de 0,4 a 0,60 m denominada de altura de transição (JORDÃO E PESSÔA, 2017). De modo que, o esvaziamento do tanque não é completo (GERARDI, 2010).
- V. Fase de Repouso: Essa fase é opcional, a depender das condições dos tempos de ciclo no RBS, nessa fase pode ser realizada a retirada de lodo em excesso do reator ou recirculação, uma vez que este terá sofrido um adensamento.

A flexibilidade do RBS se apresenta como a principal vantagem para o sistema, uma vez que as adaptações das fases de ciclo podem levar o sistema a alcançar remoções completa dos nutrientes. Porém, o RBS apresenta como desvantagens o fato de necessitar de um nível mais elevado de sofisticação e de manutenção em função dos temporizadores e equipamentos automatizados; além de necessidade de descartar lodo e requerimento de tanque de equalização em alguns casos (USEPA, 2012).

Durante a fase de reação, os principais parâmetros envolvidos na cinética do processo estão relacionados às concentrações de biomassa dentro do reator. Segundo a

metodologia proposta por von Sperling (2001), os parâmetros de idade do lodo, relação alimento/microrganismo (A/M) e concentração de sólidos suspensos no reator (X_v) estão diretamente relacionados a eficiência do sistema, podendo ser adotadas segundo os critérios convencionais para lodos ativados de fluxo contínuo, conforme dados apresentados na QUADRO 13.

QUADRO 13 – CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DA FASE DE REAÇÃO DO RBS

PARÂMETRO	UN	CONVENCIONAL	AERAÇÃO PROLONGADA
Relação A/M	kgDBO ₅ /kgSSV.d	0,25 - 0,50	0,07 - 0,15
Idade de Lodo (θ_c)	dias	4 – 10	18- 30
Concentração de sólidos em suspensão no reator (SSTA)	mg/L	1.500 – 3.500	2.500 - 4.000
Consumo específico de oxigênio	kgO ₂ /kgDBO removida	0,8 – 1,2	1,3 - 2,0

FONTE: Adaptado de von Sperling (2014).

A relação alimento/microrganismo (A/M) é comumente utilizada na fase de projeto e operação dos sistemas RBS e esse parâmetro indica uma relação entre a quantidade de alimento disponível (DBO) por unidade de massa dos microrganismos (SSV), sendo expressa em kgDBO₅/kgSSV.d (VON SPERLING, 2014). Quanto menor a disponibilidade de alimento (baixa relação A/M), fornecida aos microrganismos a busca pelo alimento é maior e a remoção de DBO se torna mais eficiente. De modo inverso, quanto maior a disponibilidade de DBO fornecida às bactérias (alta relação A/M), menor será a remoção de DBO, tal fato, pode resultar em excesso de substrato no efluente final (VON SPERLING, 2014).

Ainda na fase de reação, outro parâmetro importante é denominado de idade do lodo (θ_c), que consiste em o tempo médio em que uma partícula em suspensão permanece no tratamento, sendo também chamado de tempo médio de residência dos organismos ou tempo médio de detenção celular. O monitoramento da idade do lodo é imprescindível, pois esse parâmetro influencia diretamente na qualidade final do efluente tratado e na sedimentação final do lodo ativado. De acordo com Jordão e Pessoa (2017), valores de idade do lodo menores que 4 dias resultam em flocos pouco densos prejudicando a sedimentação, enquanto valores maiores que 15 dias geram flocos não tão grandes, exigindo menor vazão de entrada.

Em estudo realizado, Liao et al. (2013) concluíram que sistemas de lodo ativado com idade do lodo inferior a 20 dias são caracterizados pela proliferação de bactérias filamentosas,

tal ocorrência implica em uma má sedimentação do lodo, comprometendo a qualidade do efluente tratado. Já Sousa et al. (2002) reportam a necessidade de monitoramento da quantidade de bactérias filamentosas no floco biológico produzido em lodos ativados, uma vez que um crescimento excessivo dessas no sistema, ocasiona um fenômeno conhecido como intumescimento ou “*bulking*”, prejudicando a sedimentação do floco.

Por outro lado, quando não há quantidade suficiente de bactérias filamentosas, o resultado são flocos de dimensões muito pequenas, os quais ficam dispersos na fase líquida, dificultando a sedimentação, sendo um problema conhecido como “*pinpoint*”. Ademais, o parâmetro de idade do lodo está diretamente relacionado com a produção de lodo em excesso, o consumo de oxigênio, as eficiências de nitrificação e desnitrificação, bem como a eficiência de remoção biológica de fósforo (ARTAN; ORHON, 2005; VON SPERLING, 2014).

Ferreira (2000) relata que devido à velocidade lenta de crescimento das bactérias nitrificantes, o processo de nitrificação é favorecido pela alta idade do lodo. Da mesma forma elevadas idade do lodo garantem uma maior remoção do substrato, pois a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica presente nos efluentes (METCALF; EDDY, 2016), conforme demonstrado na QUADRO 14.

QUADRO 14 - EXEMPLOS DE DIFERENTES IDADES DO LODO NO PROCESSO DE REMOÇÃO NITROGÊNIO (N) E FÓSFORO (P)

Idade do Lodo (θ_c) (d)	Nitrificação	Desnitrificação	Biodesfosfatação	Lodo
4 a 10	Depende da Temperatura	Normalmente não aplicado	Sim	Não estabilizado
8 a 18	Sim (100%)	Sim (30 - 75%)	Sim	Parcialmente aerobiamente
20 a 25	Sim (100%)	Sim (30 - 75%)	Sim	Estabilizado

FONTE: Adaptado de von Sperling (2012); Metcalf, Eddy (2016).

Estudos e modificações na fase de reação dos RBS têm demonstrado a possibilidade de incorporar condições anaeróbias, anóxicas e aeróbias ao meio. Possibilitando assim, maior remoção de nutrientes, com a realização de nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo (ZHANG et al., 2012). Em relação ao oxigênio, durante a fase de reação procura-se manter os níveis de oxigênio dissolvido aos níveis ideais, geralmente entre 1,5 – 2,0 mg/L.

Segundo Metcalf e Eddy (2016), níveis muito baixos de oxigênio dissolvido podem trazer a predominância de microrganismos filamentosos, prejudicando a fase de sedimentação. Já níveis muito altos trazem um custo de aeração muito elevado.

Com os parâmetros já descritos, torna-se possível o cálculo do volume de reação (V_{reac}) do RBS, que neste estudo será realizado pela metodologia proposta por von Sperling (2001), com a adoção de coeficientes cinéticos da reação, seguindo os critérios convencionais para lodos ativados de fluxo contínuo, conforme QUADRO 15. Durante a fase de reação, torna-se importante a determinação da concentração de sólidos em suspensão totais no reator - X (mg/L), bem como a massa de SSTA no reator- M_x (kg).

QUADRO 15 – COEFICIENTES CINÉTICOS PARA PROJETOS DE LODOS ATIVADOS A 20° C

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO	UN	FAIXA
Kd	Coefficiente de decaimento bacteriano	d ⁻¹	0,06 – 0,1
Y	Coefficiente de produção celular	mg SSV/mgDQOb	0,4 – 0,8
fb'	Fração biodegradável $\theta_{c=0}$	adimensional	0,8

FONTE: adaptado von Sperling (2012); Metcalf; Eddy (2016).

Na fase de sedimentação, von Sperling (2001) descreve que se forma no fundo do reator uma camada de lodo denso, de modo que esse lodo acumulado tende a propagar-se para cima já que não há retirada de sólidos pelo fundo, como em um decantador secundário convencional. A quantificação das propriedades do lodo, particularmente sua sedimentabilidade, pode ser analisada por meio do Índice Volumétrico de Lodo (IVL).

O teste consiste em determinar o volume que os sólidos ocupam após sedimentar em um cone Imhoff durante 30 minutos. Depois de determinar a concentração de sólidos inicial do lodo testado, calcula-se o volume ocupado por grama de sólidos em suspensão após ocorrer a sedimentação (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Segundo von Sperling (2014), o IVL pode ser determinado pelo volume que ocupa 1g de lodo após 30 min de sedimentação. Importante destacar que a interpretação do resultado do índice volumétrico do lodo (IVL) diverge entre alguns autores, sendo obtida de acordo com a prática ou estudos de cada um, conforme apresentados na TABELA 3. Contudo, há consenso entre os autores, de que, quanto menor for o IVL, melhor sedimentabilidade terá o lodo.

TABELA 3 – COMPARATIVO DE RESULTADOS DE DIFERENTES AUTORES PARA O IVL

VAN HAANDEL; MARAIS (1999)		VON SPERLING (2012)		JORDÃO; PESSÔA (2017)	
Sedimentabilidade	IVL (mL/g)	Sedimentabilidade	IVL (mL/g)	Sedimentabilidade	IVL (mL/g)
Boa	< 50	Ótima	0 - 50	Perfeita	< 50
Média	50 - 65	Boa	50 - 100	Muito Boa	50 - 100
Ruim	> 65	Média	100- 200	Tolerável	100- 200
		Ruim	200-300	Má	200 -400
		Péssima	300-400	Praticamente Impossível	> 400

FONTE: Adaptado de van Haandel; Marais (1999); von Sperling (2012); Jordão; Pessoa (2017)

Metcalf e Eddy (2016) sugerem que para tempo de ciclos total de 6 horas o tempo de cada etapa, seja: enchimento de 3 horas; aeração de 2 horas; sedimentação de 0,5 horas; descarga do sobrenadante de 0,5 horas. Sendo possível incluir um tempo de espera para dar maior flexibilidade ao sistema. O tempo de ciclo total é definido por Metcalf e Eddy (2016).

Segundo Jordão e Pessoa (2017), quando se detém o tempo de duração total das fases do RBS, torna-se possível determinar o número de ciclos diários. O QUADRO 16 apresenta as recomendações e equações para o dimensionamento de RBS.

QUADRO 16 – RECOMENDAÇÕES E EQUAÇÕES PARA O DIMENSIONAMENTO DE LODO ATIVADOS EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS)

(continua)

PARÂMETRO	UN	EQUAÇÕES	Nº	DESCRIÇÃO
Volume de Enchimento	m³	$V_{ench} = Q \div m$	(6)	Q – Vazão afluente; m – Número de ciclos por dia; Vench – Volume de enchimento; Vtotal – Volume total do reator; Htotal – Altura total do reator.
Altura de Enchimento	m	$H_{ench} = (V_{ench}) \div \left(\frac{V_{total}}{H_{total}} \right)$	(7)	
Relação A/M	kgDB O ₂ /kg SSV.d	$\frac{A}{M} = (Q \times S_0) \div (X_{av} \times V_t)$	(8)	Q – Vazão afluente; S ₀ – Conc. da DBO ₅ afluente; X _{av} – Conc. de SSV tanque aeração; V _t – Volume total do tanque de aeração.
Fração Biodegradável	-	$f_b = \frac{0,8}{(1 + (1 - 0,8) \times K_d \times \theta_c)}$	(9)	Idade de Lodo (θ_c) Y; K _d .
Volume de reação	m³	$V_{reac} = \frac{Y \times \theta_c \times Q \times (S_0 - S)}{X_v \times (1 + f_b \times K_d \times \theta_c)}$	(10)	S ₀ : conc. DBO no afluente S: conce. DBO no efluente Q: vazão

QUADRO 16 – RECOMENDAÇÕES E EQUAÇÕES PARA O DIMENSIONAMENTO DE LODO ATIVADOS EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS)

(continuação)

PARÂMETROS	UN	EQUAÇÕES	Nº	DESCRIÇÃO
SST no reator	mg/L	$X = X_v \div (SSV/SS)$	(11)	X _v (SSVT): Sólidos Suspensos voláteis totais na fase de reação SSV: Sólidos suspensos voláteis SS: Sólidos sedimentáveis
Massa de SSTA	kg	$M_x = (X \times V_{total}) \div 1000$	(12)	V _{total} : Volume total do reator X- Sólidos em suspensão total no reator
Altura de lodo	m	$H_{Lodo} = H_{Total} - (H_{ench} + H_{trans})$	(13)	H _{Total} : Altura Total H _{ench} : Altura de enchimento H _{trans} : Altura de transição
Volume De transição	m³	$V_{trans} = f_{Henc} \times V_{ench}$	(14)	f _{Hench} : adotado em torno de 0,1 a 0,2; V _{ench} : Volume de Enchimento
Altura de transição	m	$H_{trans} = f_{Henc} \times H_{ench}$	(15)	H _{trans} igual a 10% a 20% de H _{ench} ;
Índice Volumétrico do Lodo - IVL	mL/g	$IVL = (H_{30} \times 10^6) \div (H_0 \times SS)$	(16)	H ₃₀ : Altura após 30 min de sedimentação H ₀ : Altura da interface no instante 0 SS: Conc. de Sólidos Suspensos 10 ⁶ : Conversão para mg/L
Tempo de ciclo total	h	$T_c = T_e + T_a + T_{anox} + T_s + T_d$	(17)	T _e – Tempo de enchimento; T _a –Tempo de aeração; T _{anox} – Tempo anoxico; T _s –Tempo de sedimentação; T _d –Tempo de descarte;
Número de ciclos diários	-	$m = T_g \div T_c$	(18)	T _g – Tempo de entrada de efluente T _c – Tempo de ciclo total
Volume Total Reator	m³	$V_{total} = V_{ench} + V_{reac} + V_{trans}$	(19)	V _{ench} - volume de enchimento; V _{reac} - volume tratado a cada ciclo; V _{trans} - volume de Transição.

FONTE: Adaptado de von Sperling (2001); Jordão e Pessôa (2017); Metcalf e Eddy (2016)

2.4.2.3 Wetlands construídos – WC

O termo *wetland* tem origem do inglês e significa "terra úmida". Esses sistemas são encontrados na natureza sob a denominação de alagados, mangues, brejos e se caracterizam como um conjunto de terrenos que permanecem saturados parcial ou permanentemente durante o ano. Já os *wetlands* construídos (WC) são sistemas que sob condições controladas de engenharia buscam se assemelhar aos *wetlands*, combinando processos físicos, químicos e biológicos no tratamento de águas residuárias sendo, portanto, considerados sistemas ambientalmente amigáveis e sustentáveis (USEPA, 2017).

Para Lemes et al. (2008), os WC ou zona de raízes, por suas características de auto sustentabilidade, baixo custo, não agressividade e facilidade de adaptação a diferentes ambientes, se apresentam como uma alternativa interessante para sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. Zanella (2008) descreve que os WC para o tratamento de efluentes devem apresentar um habitat rico em diversidade, sendo formado por um arranjo de água, substrato, plantas, animais invertebrados e microrganismos como bactérias, que são o grupo mais importante. Esses elementos se relacionam entre si e contribuem para a melhoria na qualidade da água. O QUADRO 17 apresenta os principais mecanismos de remoção de poluentes em WC.

QUADRO 17 - TIPOS DE MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WC

POLUENTE	MECANISMOS DE REMOÇÃO
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Degradação microbiana (aeróbica e anaeróbica) e Sedimentação.
Sólidos em Suspensão (SS)	Sedimentação e Filtração.
Orgânicos	Adsorção Degradação microbiana.
Nitrogênio (N)	Captação pelas plantas, amonificação/mineralização, nitrificação e desnitrificação.
Fósforo (P)	Captação pelas plantas, adsorção e precipitação no solo.
Patógenos	Sedimentação, Filtração, Predação por invertebrados e micróbios e morte natural.
Detritos Flutuantes	Filtração

FONTE: Adaptado de Davis (1995).

Em síntese, as remoções de poluentes ocorrem principalmente por meio da filtração e da depuração da matéria orgânica pelos microrganismos formadores do biofilme que fica

aderido ao meio filtrante presente no sistema (SEZERINO, 2006). Esses microrganismos se instalam nas raízes das plantas e no meio filtrante, onde formam a rizosfera.

Segundo Kasuya (2015), a rizosfera se caracteriza por uma zona onde ocorrem diversas alterações microbianas, aumento da atividade e número de organismos, resultando em interações complexas entre as plantas e microrganismos. Nesse sentido, nos *WC* é de suma importância o acompanhamento das interações entre protagonistas do processo de tratamento: material filtrante, plantas e microrganismos.

O material filtrante, ou meio suporte, é o elemento de sustentação das macrófitas, aderência do biofilme e o agente responsável pela filtração do efluente nos *WC*. Contudo, além de atuar na forma física por meio do processo de filtração, ele também está envolvido na maioria das reações bioquímicas que se desenvolvem no interior dos *WC* (ROUSSO, 2017). O material filtrante, afeta a capacidade de tratamento por meio do tempo de detenção, superfícies de contato entre os organismos, água residuária e a disponibilidade de oxigênio (MONTEIRO, 2014).

Segundo Rouso (2017), o material filtrante deve possuir características de manter ao longo do tempo boas condições de fluxo (condutividade hidráulica) por meio de seus poros aliado a um bom potencial reativo de adsorção. O primeiro deve permitir a filtração de sólidos suspensos totais (SST) presentes no efluente, enquanto o segundo deve favorecer a adsorção de compostos inorgânicos presentes no esgoto. O regime hidráulico (permeabilidade ou fluxo) é expresso por meio das propriedades das partículas sólidas do material filtrante.

Assim, o conhecimento das características granulométricas do material é muito importante por influenciar principalmente na condutividade hidráulica. Quanto menor a granulometria, menores são os espaços entre as partículas, menor a condutividade hidráulica e mais fácil ocorre a colmatação do leito (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Hoffmann et al. (2011) consideram a areia grossa o substrato mais adequado para a construção de *wetlands* de escoamento subsuperficial. Sobre a granulometria, recomenda-se o diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm; coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades e coeficiente de permeabilidade maior ou igual a 10^{-4} m s^{-1} (BRIX; ARIAS, 2005; COOPER et al., 1996; ARIAS et al., 2001).

A literatura científica apresenta uma diversidade de estudos sobre os tipos de material de recheio a ser utilizado, tais como: brita (LANA et al., 2013), areia (PLATZER, 1999; SEZERINO, 2006); além de outros materiais, bambu (ZANELLA, 2008), conchas de ostras (VAN KAICK, 2002), dentre outros. O QUADRO 18 apresenta as principais características dos materiais filtrantes com possibilidade de utilização em *WC*.

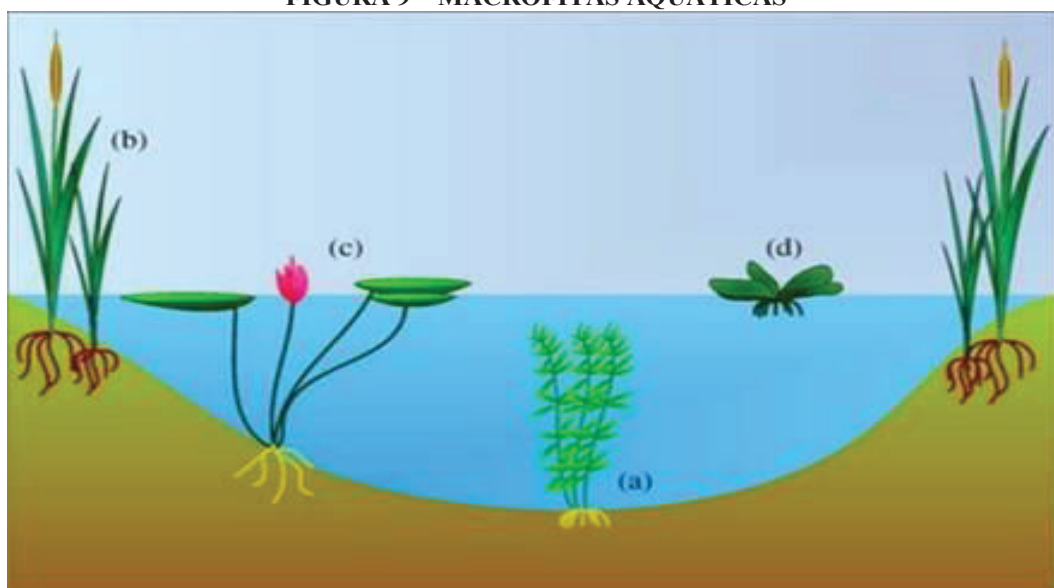
QUADRO 18 – PRINCIPAIS MATERIAIS FILTRANTES UTILIZADOS EM WC

MATERIAL	CARACTERÍSTICAS	EXEMPLO
Areia	Capacidade filtrante, retenção de resíduos e poluentes e facilita a infiltração da água. Condutividade (K): $10^{-1} - 10^{-3}$ (cm/s).	
Argila	A argila é uma rocha granular com grãos de dimensões muito reduzidas. As suas principais características são sua coerência, a sua secura e seu estado plástico quando entra em contato com a água.	
Argila expandida	Considerado como produto industrializado é constituído de argila misturada com silicato de alumínio, ferro ou outro elemento, que em alta temperatura (1200 °C) formam gases deixando a argila porosa (MORAVIA et al., 2006). Possui Granulometria e índice de vazios diferenciados, assim permite a infiltração e filtração da água para as camadas inferiores.	
Cascalho	Hammer (1989) indica para o fundo do sistema diâmetros de partículas variando de 12-25 mm, para o leito diâmetros de 12-19 mm, e para o topo diâmetros de 6-12 mm, a fim de garantir o crescimento da vegetação.	

FONTE: A autora (2018).

As plantas que crescem nos *WC* são usualmente chamadas de macrófitas, e estas incluem plantas aquáticas vasculares, musgos aquáticos e algumas algas maiores (BRIX,1997). As macrófitas são plantas que crescem em ambientes de transição entre sistemas aquáticos e terrestres. Segundo Tanaka et al. (2011), as macrófitas são divididas em quatro categorias conforme apresentado na FIGURA 9. Diversos tipos de macrófitas são empregados nos WC construídos, sendo as macrófitas emergentes comumente empregadas em WC de escoamento subsuperficial. Tal fato, ocorre devido ao crescimento dessas diretamente no material filtrante, e a alta capacidade de adaptação sob condições adversas como: baixas concentrações de oxigênio, pouca umidade disponível no meio e presença de compostos poluentes (SÁNCHEZ, 2015).

FIGURA 9 – MACRÓFITAS AQUÁTICAS



a) submergente, b) emergente, c) com folhas flutuantes, d) flutuante.

FONTE: Tanaka et al. (2011)

Sezerino et al. (2015) descrevem que a escolha da macrófita emergente está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água e/ou esgoto, seu potencial de crescimento e a presença dessas plantas nas áreas onde o sistema de tratamento será implantado, pois assim as macrófitas estarão adaptadas às condições climáticas locais. Segundo Silva (2009), as espécies de macrófitas emergentes mais frequentemente utilizadas em *WC* são: taboa (*Typha spp.*), junco (*Juncus spp.*), caniço (*Phragmites spp.*), Bunho (*Carex spp.*), lírio dos pântanos (*Íris spp.*).

Em pesquisa realizada, Lima (2016) relacionou 29 estudos utilizando macrófitas emergentes em *wetlands*, entre os anos de 2003 a 2015. O autor concluiu que as plantas *Iris* e *Papirus* foram utilizadas em 3 sistemas, representando 14% dos estudos relacionados, conforme apresentado no QUADRO 19.





No Brasil, há uma grande riqueza de espécies de plantas com potencial para o tratamento de esgotos, muitas dessas plantas apresentam boa tolerância a períodos limitados de seca, e vive perfeitamente em locais alagados ou inundados (SILVA, 2007). Algumas espécies chamam a atenção devido à sua beleza e valor comercial, são as denominadas de plantas ornamentais, as quais proporcionam aparência agradável ao sistema e algum benefício econômico, pois podem ser comercializadas. O QUADRO 20 apresenta alguns exemplos de plantas ornamentais aplicadas em sistemas de *WC*.

QUADRO 19 – ESPÉCIES DE MACRÓFITAS UTILIZADAS EM 29 ESTUDOS REALIZADOS COM SISTEMAS DE *WETLANDS*.

NOME	QUANTIDADE DE SISTEMAS	AUTORES
Taboa <i>Typha spp.</i>	10	VALETIM (2003), MAZZOLA et al. (2004), SEZERINO et al. (2005), RODRIGUES et al. (2015), DIAS et al. (2011), MONTEIRO et al. (2013), PITALUGA et al. (2009), COSTA (2011), PELISSARI et al. (2011), ROSA et al. (2015) RODRIGUES et al. (2015), DIAS et al. (2011), MONTEIRO et al. (2013), PITALUGA et al. (2009), COSTA (2011), PELISSARI et al. (2011), ROSA et al. (2015)
Juncos <i>Juncus spp</i>	1	SOUSA et al. (2004)
CONTINUA Arroz <i>Orizo Sativa L</i>	1	SILVA (2007)
Copo de Leite <i>Zantedeschia Aethiopica</i>	1	ZANELLA (2008)
Braquiária <i>Brachiaria spp.</i>	1	CALIJURI et al. (2009)
Iris Amarela <i>Iris Pseudocorus L</i>	1	GIAFFERIS (2011)
Capim Elefante <i>Pennisetum Schumach</i>	2	REINALDO et al. (2012), MACHADO et al. (2009)
Papiro <i>Cyperus Papiros Nano</i>	4	TREIN et al. (2015), SEZERINO et al. (2015), MOURÃO et al. (2015)
Espanada <i>Zinanopsis Bonariensis</i>	7	ROUSSO et al. (2015), SEZERINO et al. (2015), PHILLIPI et al. (2006)
Tifon <i>Cynodon Dactylon Pers</i>	1	MAJANTE et al. (2015)
Total	29	

FONTE: Lima et al. (2016).

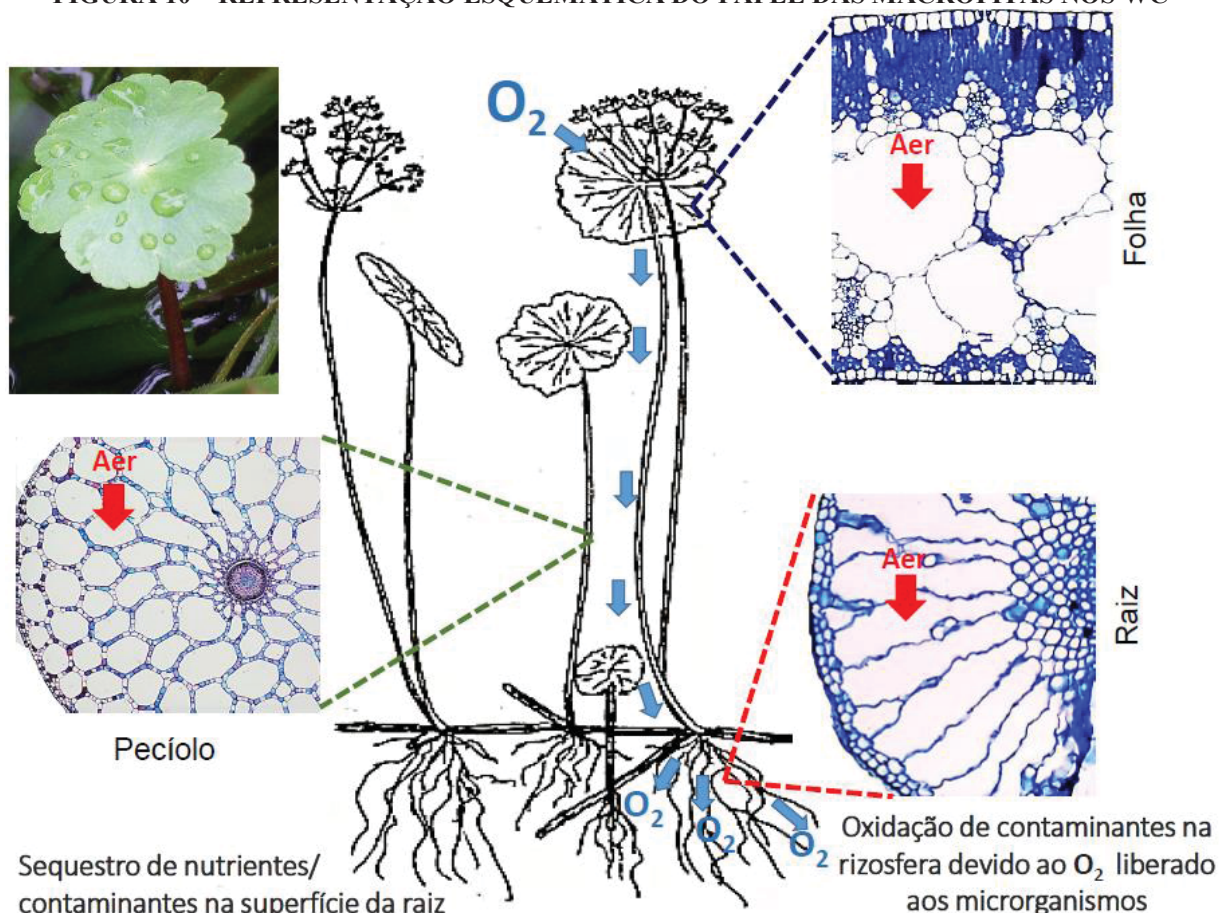
QUADRO 20 – PRINCIPAIS MACRÓFITAS EMERGENTES E ORNAMENTAIS UTILIZADAS EM WC

PLANTA	CARACTERÍSTICAS	EXEMPLO
Papirus <i>Cyperus papyrus</i>	Apresenta alta resistência, necessitam de sol pleno, clima quente e solo de úmido á encharcado. Planta perene de altura entre 150 e 200 cm.	 http://www.plantasonya.com.br/plantas-aquaticas/saiba-como-cuidar-da-planta-papir-cyperus-papyrus.html
Iris <i>Iris pseudacorus</i>	Apresenta alta resistência, adequada para locais permanentemente úmidos, ideal que permaneça em sol pleno ou à meia-sombra. Atinge em média 1,2 metros de altura	 https://pixabay.com/pt/photos/%C3%ADris-iris-Pseudacorus-%C3%ADris-roxa-365042/
Fórmio <i>Phormium tenax</i>	Caracteriza-se como uma planta vigorosa, com rizomas bem desenvolvidos e folhagem ornamental. Apresenta alta resistência, adequada para lagoas ou áreas úmidas, cresce á sol pleno, chegando a atingir 3 metros de altura.	 https://www.flordeplanta.com.ar/plantas/formio-phormium-tenax-caracteristicas-y-propagacion/
Copo de Leite <i>Zantedeschia aethiopica</i>	Apresenta resistência média, podendo ser plantada em solo úmido á encharcado e ser cultivada em pleno sol ou meia sombra. Planta perene de altura entre 45 e 90 cm com floração em ambiente natural em meados do verão a fim do outono.	 https://www.jardineiro.net/plantas/copo-de-leite-zantedeschia-aethiopica.html

FONTE: A autora (2018).

Embora haja controvérsias na literatura sobre a influência das plantas no tratamento de esgotos em *WC* (IWA, 2000), uma gama de estudos consolidados em sistemas plantados e não plantados apresentam que essas são consideradas essenciais para o alto nível de qualidade do tratamento (SÁNCHEZ, 2015). Conforme apresentado por Tanner et al. (1995), embora não tenham detectado diferenças significativas em sistemas plantados e não plantados em termos de SS e coliformes fecais, os autores observaram eficiência nas remoções de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo. De forma similar, Keffala e Ghrabi (2005) observaram melhor desempenho nos sistemas com plantas em termos de remoção de nitrogênio e Zurita et al. (2009) encontraram eficiências significativas em termos de DBO, SS, DQO e fósforo, avaliando sistemas com e sem plantas ornamentais no tratamento de esgoto doméstico. A FIGURA 10 apresenta uma representação esquemática do papel das plantas no tratamento em *WC*.

FIGURA 10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PAPEL DAS MACRÓFITAS NOS WC

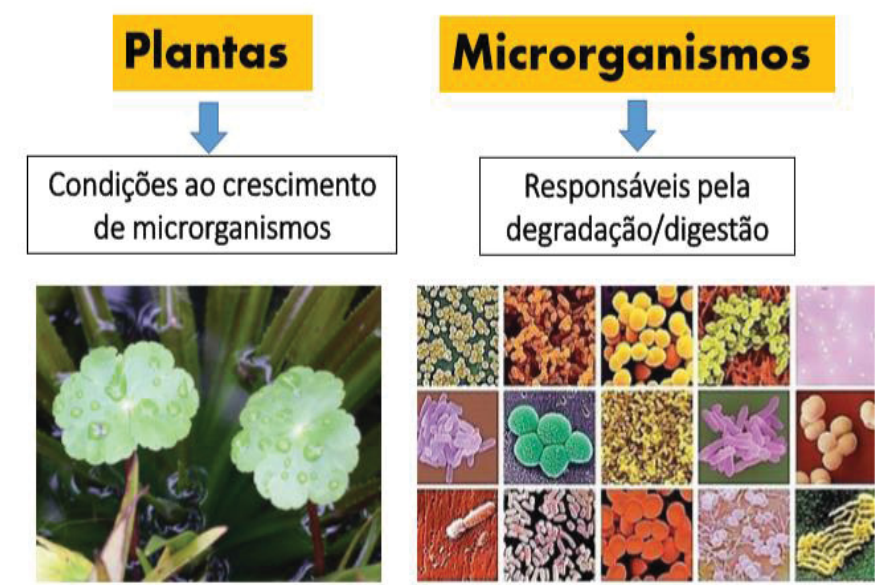


FONTE: Maranhão (2018).

Para Sánchez (2015), as plantas incorporadas ao sistema de WC são capazes de assimilar o nitrogênio presente no esgoto sanitário nas formas de nitrogênio amoniacal e o nitrogênio nitrato, e em relação ao fósforo principalmente íons fosfatos. Do nitrogênio assimilado pelas plantas parte dele pode ser lixiviado para o fundo do WC, parte liberado como gás para a atmosfera, parte fica retido na biomassa da planta e uma fração pode sair com o efluente final, normalmente na forma dissolvida (PROSAB, 2009).

Já para o fósforo, o mecanismo de remoção ocorre a partir de incorporação deste na biomassa das macrófitas. Além disso, as plantas utilizadas no sistema de WC fornecem superfície para o crescimento de microrganismos e adesão do biofilme, atuando na retirada de nutrientes do efluente (KONNERUP et al., 2008). A FIGURA 11 apresenta uma representação esquemática da interação entre plantas e microrganismos.

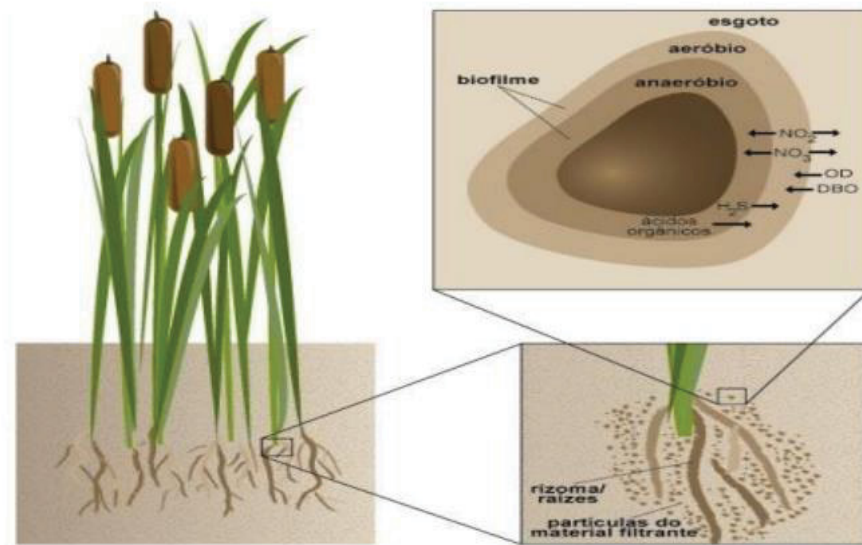
FIGURA 11 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA INTERAÇÃO ENTRE AS PLANTAS E MICRORGANISMOS



FONTE: Maranhão (2018).

O biofilme microbiano é formado por zonas aeróbias e anaeróbias e cresce em toda superfície disponível das plantas, sendo esse o principal mecanismo de remoção de poluentes (KNUPP, 2013), conforme apresentado na FIGURA 12. Segundo Sarnaglia (2014), no biofilme formado na superfície do meio suporte, no rizoma e raízes das plantas, ocorre a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação devido a presença das bactérias aeróbias (O_2 comoceptor final de elétrons) e anaeróbias (SO_4^{2-} , NO_3^- e CO_3^{2-} como aceptores de elétrons).

FIGURA 12 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA FORMAÇÃO DO BIOFILME



FONTE: Valentim (2003).

Para Bento (2000), os microrganismos presentes no WC contribuem no tratamento de águas residuais por meio de:

- Remoção de bactérias e contribuindo para a clarificação do efluente;
- Degradando a matéria orgânica, e, consequentemente reduzindo a DBO₅ do efluente;
- Interagindo com os demais organismos e mantendo o equilíbrio ecológico do sistema;
- Reduzindo a produção de lodo por meio da ingestão de bactérias floculadas ou presentes em biofilmes.

Embora o principal mecanismo de remoção de poluentes no sistema de WC se dê pela interação entre plantas, substrato e microrganismos, vale ressaltar a necessidade de manutenção de ambiente que favoreça a ocorrência desse fenômeno. Neste sentido, o tipo de escoamento hidráulico nas unidades de WC é de suma importância uma vez que os parâmetros hidráulicos são responsáveis pela atuação de diversos processos de depuração de poluentes nesta tecnologia. (FONDER E HEADLEY, 2013).

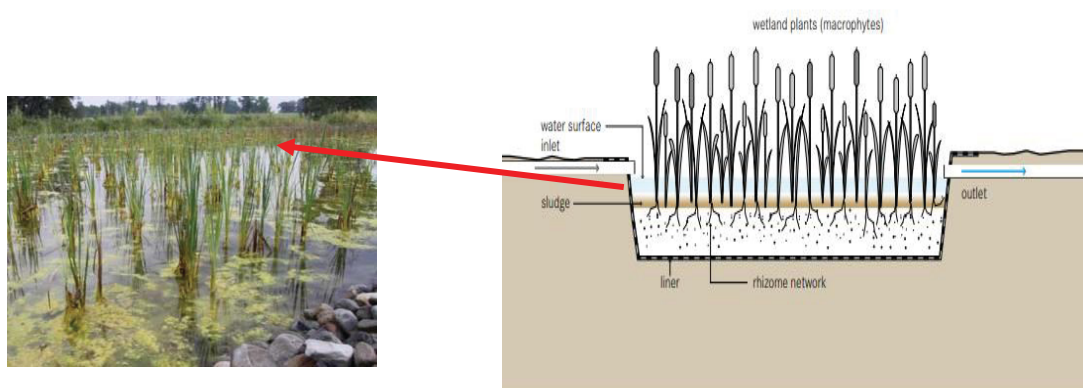
Segundo Stiegemeier (2014), para definição do tipo de WC a ser utilizado deve-se avaliar cada sistema de tratamento de efluentes e ajustar o mais apropriado de acordo com as necessidades do projeto. Assim, os WC apresentam diferentes tipos de configurações, seja de acordo com a posição do nível d'água em relação ao leito, classificadas em: *wetlands* de fluxo superficial (WCFS) e *wetlands* de fluxo subsuperficial (WCFSS), ou em função da direção do

fluxo hidráulico, denominadas de *wetlands* de fluxo horizontal (WCFH) e *wetlands* de fluxo vertical (WCFV). Há ainda configurações que mesclam os sistemas as chamadas *wetlands* híbridas e *wetlands* modelo francês.

1. *Wetlands* Construído de Fluxo Superficial (WCFS)

O fluxo de escoamento superficial é também chamado de sistema lâmina livre, esse modelo é o que mais se aproxima dos *wetlands* naturais, uma vez que o efluente escorre livremente gerando uma superfície sempre alagada (MONTEIRO, 2014). Neste tipo de sistema, o efluente possui fluxo acima do substrato, entrando em contato com as folhas e caules, as plantas apresentam-se enraizadas, conforme apresentada na FIGURA 13. A lâmina de água livre permite contato entre o efluente e a atmosfera, de modo que a incorporação de oxigênio é maior.

FIGURA 13 – CONFIGURAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO FLUXO SUPERFICIAL (WCFS)



FONTE: Adaptado de Tilley et al. (2014).

Neste modelo ocorre também à exposição aos raios ultravioleta, gerando maior inativação de patógenos. Nessa configuração, podem ser utilizadas plantas emergentes, submersas e flutuantes, as quais estão adaptadas às variações dos níveis da água. Pode ainda haver algas, cuja presença aproxima o sistema das lagoas facultativas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Contudo, de acordo Tilley et al. (2014), os efluentes brutos devem ser pré-tratados antes dos WCFS para evitar acúmulo excessivo de sólidos e lixo. Segundo Monteiro (2014), os WCFS vem sendo menos utilizado devido a geração de odores e a grande proliferação de mosquitos, que podem vir a causar doenças na população do entorno próximo. A EQUAÇÃO 20 e os parâmetros descritos QUADRO 21, são utilizados para o dimensionamento de *wetlands* construídos de fluxo superficial (WCFS).

QUADRO 21 – EQUAÇÃO PARA DIMENSIONAMENTO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE FLUXO SUPERFICIAL (WCFS)

PARÂMETROS	UN	EQUAÇÕES	Nº	DESCRIÇÃO
Tempo de detenção (t)	d	$t = \frac{L \times W \times n \times d}{Q}$	(20)	L: comprimento do <i>wetland</i> (m); W: largura do <i>wetland</i> (m); n: fração da área de secção, não ocupada por plantas; d: profundidade do <i>wetland</i> (m); Q = vazão média do efluente (m³ /d).

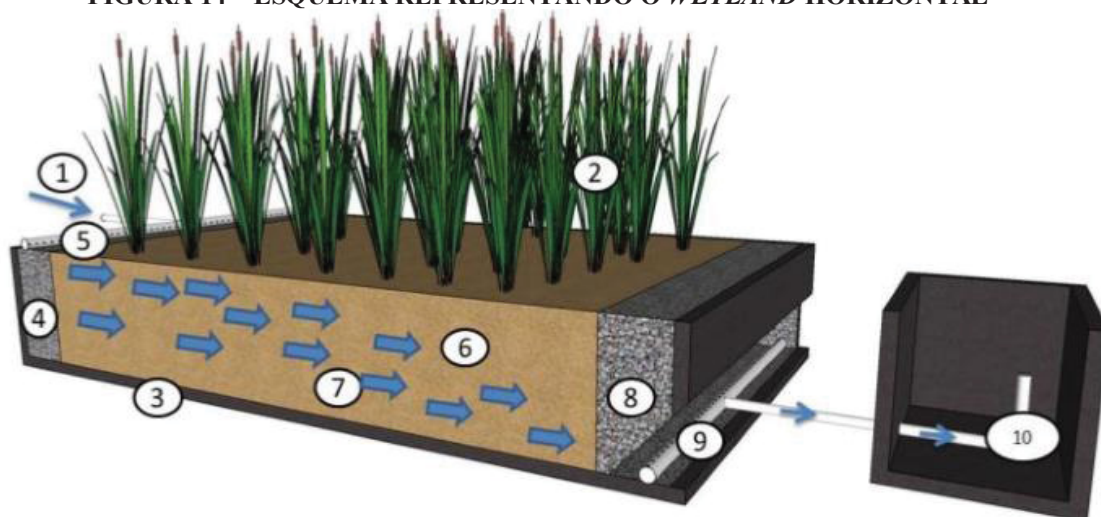
FONTE: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016), Sezerino e Phillip (2005).

2. *Wetlands* Construídos de Fluxo Subsuperficial- WCFSS:

Também denominado de filtro plantado com macrófitas. Nessa configuração o efluente escoa pela parte interna do leito, atravessando o *wetland*. Esses sistemas podem ser classificados em: *wetland* construído Subsuperficial de Fluxo horizontal (WCFSSH) e *wetland* construído Subsuperficial fluxo vertical (WCFSSV).

Sezerino et al. (2015), descrevem que nos WCFSSH o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominada zona de entrada, usualmente composta por areia, brita ou cascalho, de onde irá percolar vagarosamente por meio de material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída. Essa percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo, conforme apresentado na FIGURA 14.

FIGURA 14 – ESQUEMA REPRESENTANDO O *WETLAND* HORIZONTAL



- 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) tubulação de alimentação; 6) material filtrante; 7) sentido do fluxo; 8) zona de saída; 9) tubulação de coleta; 10) controlador de nível.

FONTE: Pelissari (2013).

Os WCFSSH são sistemas onde podem predominar condições anaeróbias ou anóxicas pelo fato de os espaços vazios do leito serem preenchidos por esgotos em tratamento. Nessa configuração na zona anóxica pode ocorrer a redução do nitrato a nitrogênio gasoso pelas bactérias heterotróficas, além da conversão da matéria orgânica. (VON SPERLING et al., 2018).

Em casos em que os WCFSSH são empregados no tratamento secundário de tratamento de esgotos, precedida por decanto-digestores, uma das formulações amplamente empregada para o dimensionamento se dá por meio do cálculo da área superficial da aplicação de esgotos domésticos, utilizando a relação área per capita em m²/pessoa, com valores variando de 1 a 5 m²/pessoa (PHILIPPI e SEZERINO, 2005).

Entretanto, Hammer (1989) define todos os *wetlands* construídos como reatores biológicos de biomassa aderida. Assim, o dimensionamento para a área superficial do WCFSSH para tratamento de esgoto deve se basear na formulação para reatores do tipo pistão, seguindo as recomendações descritas por Hoffmann et al. (2011) e apresentados no QUADRO 22.

QUADRO 22 - RECOMENDAÇÕES PARA PROJETOS DE WCFSSH PARA TRATAMENTO DE ESGOTO

DADO DE PROJETO	RECOMENDAÇÃO
Geometria	Relação comprimento/ largura de, no mínimo, 2:1
Inclinação no fundo do tanque	0,5-1% da entrada para a saída.
Profundidade de leitos filtrantes	60 centímetros, com uma camada livre de 15 centímetros para acumulação de água.
A área superficial específica	De 3 á 10 m ² /hab., sendo: Climas quentes, menos área; Climas frios, o valor mínimo de dimensionamento 5 m ² /hab.;
Carga orgânica por área	Não deve exceder: 4-10 gDBO/m ² d em climas frios ou 16 gDQO/m ² d
Carga hidráulica	60-80 mm/d para águas cinza e 40 mm/d para águas negras.

FONTE: adaptado de Hoffmann et al. (2011).

Phillip e Sezerino (2005) descrevem que a degradação da matéria orgânica, a nitrificação, retenção/inativação de microrganismos e a adsorção em WCFSSH geralmente seguem a cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de reação é diretamente proporcional à

concentração do reagente. Sendo assim, os autores orientam a importância de observar a amplitude considerável, de 0,8 a 1,1 d⁻¹ (REED et al., 1988) e 0,70d⁻¹ (CONLEY et al., 1991) dos valores do parâmetro K_T, uma vez que esse parâmetro interfere na determinação da área requerida do WCFSSH e o tempo de retenção hidráulica, que está diretamente relacionado a eficácia do tratamento. Sendo assim, para o dimensionamento dos WCFSSH são utilizadas as EQUAÇÕES 21, 22 e 23, apresentadas no QUADRO 23.

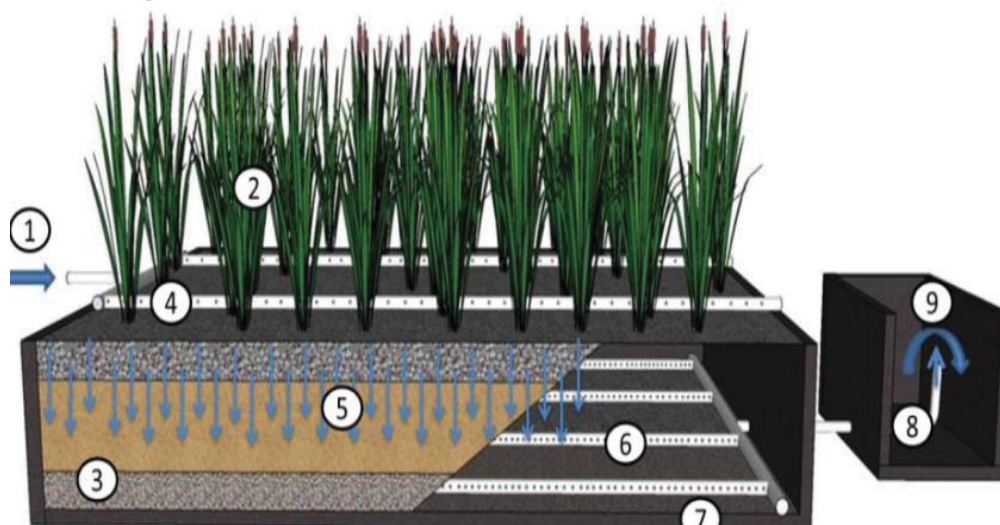
QUADRO 23 – EQUAÇÕES PARA DIMENSIONAMENTO DE *WETLAND* CONSTRUÍDO SUBSUPERFICIAL DE FLUXO HORIZONTAL (WCFSSH)

PARÂMETROS	UN	EQUAÇÕES	Nº	DESCRIÇÃO
Área superficial Requerida - (A)	m ²	$A = \frac{Q \times (\ln C_o - \ln C_e)}{K_T \times p \times n}$	(21)	Q: vazão afluente (m ³ /dia); C _e : concentração efluente em termos de DBO ₅ (mg/L); C _o : concentração afluente em termos de DBO ₅ (mg/L); K _T : constante de reação da cinética de primeira ordem (d ⁻¹); p: profundidade média do filtro (m); n: porosidade do material filtrante (adimensional).
Constante de reação da cinética de primeira ordem – K _T	-	$K_T = K_{20}(1,06)^{T - 20}$	(22)	K ₂₀ =constante de reação a 20° C (1/d); T= Temperatura critica (°C);
Tempo de retenção hidráulica (t)	d	$t = n \frac{V}{Q}$	(23)	n = porosidade do material filtrante (m ³ vazios/m ³ material); V= volume do filtro (m ³); Q= vazão a tratar (m ³ /d);

FONTE: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016), Sezerino e Phillip (2005).

Os *wetlands* construídos de Fluxo Subsuperficial vertical (WCFSSV) seguem uma configuração similar aos horizontais, sendo a direção de fluxo da alimentação a principal diferença. Nessa configuração a alimentação do sistema por água residual é intermitente, sobre a superfície do filtro, inundando-o. O esgoto então percola verticalmente sendo coletado no fundo (fluxo descendente) por meio de tubulações de drenagem (TREIN et al., 2015), conforme apresentado na FIGURA 15.

FIGURA 15 – ESQUEMA REPRESENTANDO O FUNCIONAMENTO DE *WETLAND* VERTICAL



1) afluente; 2) macrófitas; 3) material filtrante; 4) tubulação de alimentação; 5) sentido do fluxo; 6) tubulação de coleta; 7) impermeabilização; 8) zona de saída; 9) controlador de nível
 FONTE: Pelissari (2013).

No WCFSSV a forma de alimentação provoca uma maior oxigenação, favorecendo a degradação aeróbia e a nitrificação. Pode ainda ocorrer outra variação de fluxo, no qual a alimentação ocorre pelo fundo e o efluente é coletado no topo (fluxo ascendente) (PHILIPPI e SEZERINO, 2005). Com a finalidade de propiciar um ambiente com condições aeróbias o dimensionamento do WCFSSV deve assegurar um balanço de oxigênio necessário a atividade de remoção da matéria carbonácea. Deve-se garantir a aplicação de cargas hidráulicas e orgânicas ideais sobre uma determinada área, visando evitar a colmatção (TREIN et al, 2015). O QUADRO 24 apresenta os principais parâmetros a serem observados no dimensionamento de WCFSSV.

QUADRO 24 – PARÂMETROS PARA DIMENSIONAMENTO DE WCFSSV

POLUENTE	UN	CLIMA QUENTE	CLIMA FRIO
Taxa hidráulica	mm/d ou L/m ² . d	50 a 300 mm/d	100 a 120 mm/d
Carga orgânica aplicada	gDQO/m ² .d ou g DBO/m ² . d	40 a 70 g DQO/m ² .d	30 g DQO/m ² .d
Área/pessoa	(m ² /pessoa)	3 a 4 m ²	1 a 2 m ²
Quantidade de oxigênio requerido na degradação da DQO	DQO = 0,7 g O ₂ /gDQO		
Quantidade de oxigênio requerido para a nitrificação	4,3 gO ₂ /gNH ₄ ⁺		
Processo de convecção	300 mg O ₂ por litro de ar		
Processo da difusão	1 g O ₂ /m ² .h por 22 horas/d		

FONTE: Sezerino (2006); Platzer et al., (2007); Hoffman et al., (2011) e Trein et al., (2015).

O dimensionamento do sistema de WCFSSV pode ser realizado de acordo com o modelo desenvolvido por Platzer (1998). Esse conceito é baseado nas necessidades de oxigênio para os processos aeróbios como a oxidação de DQO (ou DBO_5) e a oxidação de NTK (nitrificação), conforme EQUAÇÕES de 24, 25 e 26 apresentadas no QUADRO 25. Nesse sistema, para o cálculo da entrada de oxigênio, dois processos principais são considerados: a convecção, que calcula o oxigênio que segue do fluxo de esgoto introduzido descontinuamente, e a difusão, que acontece continuamente pela superfície e diminui somente quando o esgoto introduzido se acumula na superfície.

Já o dimensionamento da oferta deve ser maior ou igual às necessidades de oxigênio e a área superficial da WCFSSV pode ser calculada da mesma forma que os de fluxo horizontal. No tocante a forma de alimentação do sistema com WCFSSV, Platzer (1998), recomenda como critério de dimensionamento de 2 a 3 alimentações por dia. Já Hoffman et al. (2011) recomendam aplicações de 4 a 12 vezes por dia e destacam que menores números de alimentações correspondem a um maior tempo de repouso do filtro, favorecendo a renovação do oxigênio dentro do maciço filtrante.

QUADRO 25 – EQUAÇÕES PARA DIMENSIONAMENTO DE *WETLAND* CONSTRUÍDO SUBSUPERFICIAL DE FLUXO VERTICAL (WCFSSV)

PARÂMETROS	UN	EQUAÇÕES	Nº
Necessidades de oxigênio para os processos aeróbios	-	$Necessidade\ O_2\ total = Necessidade\ (O_{2DQO} + O_{2NTK}) - Recuperação\ O_{2DN}$	(24)
Entrada de oxigênio no sistema WCFSSV	-	$Oferta\ O_2\ total = Entrada\ (O_{2CONVEÇÃO} + O_{2DIFUSÃO})$	(25)
Oferta oxigênio	-	$Oferta\ O_2\ total = Necessidade\ e\ (O_{2TOTAL} \geq 0)$	(26)

FONTE: Platzer (1998).

Quanto à forma de alimentação dos sistemas de *wetlands construído*, da mesma maneira que esses sistemas são dimensionados como reatores, a análise do fluxo atuante se dá da mesma forma, podendo ser de fluxo contínuo ou fluxo intermitente, analogamente ao que ocorre em reatores com fluxo contínuo, no qual o regime de alimentação é considerado permanente. O fluxo intermitente se caracteriza por uma alimentação não permanente, ou seja, de forma não contínua, também conhecido como fluxo em batelada. (Molle et al., 2015)

Segundo Stefanakis et al. (2014), o fluxo intermitente é uma variação especial dos *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFSSV) desenvolvida na França nas últimas três décadas. De acordo com Molle et al. (2015), o arranjo alternativo diferenciado pela forma de

alimentação intermitente adotada ficou amplamente conhecido como sistema francês (SF), sendo na França o principal sistema aplicado para tratar diretamente efluente bruto de comunidades com menos de 2.000 habitantes, tratando as águas residuárias em dois estágios:

- I. O primeiro estágio: formado por três unidades que trabalham em paralelo e recebem alimentação com a alternância de fases de alimentação e repouso (batelada) visando, principalmente, a remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrificação parcial.
- II. O segundo estágio funciona num modo semelhante com alimentação alternada e com duas unidades em paralelo, essa configuração visa principalmente a remoção mais completa da amônia por nitrificação.

A FIGURA 16 apresenta um esquema típico de um *wetland* construído de fluxo vertical sistema francês.

FIGURA 16 – ESQUEMA TÍPICO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL SISTEMA FRANCÊS



FONTE: Adaptado de Molle (2015).

Devido à particularidade do WCFSSV do modelo francês em tratar esgoto bruto, o dimensionamento do sistema apresenta algumas características e deve seguir algumas recomendações, conforme apresentado no QUADRO 26.

QUADRO 26 – CARACTERÍSTICAS E RECOMENDAÇÕES PARA PROJETOS DE WCFSSV NO SISTEMA FRANCÊS

CARACTERÍSTICAS	RECOMENDAÇÃO
Material Suporte	Ausência de material de grãos finos na camada de topo do leito filtrante, sendo esse substituído por uma camada extensa de cascalho de granulação grossa.
Cargas hidráulicas	Aplicação direta de esgoto bruto nas unidades do primeiro estágio, o que o faz operar submetido a altas cargas hidráulicas, aproximadamente 0,37 m/d e orgânicas de 300g DQO m ² /d ;150g SS m ² /d e 25~30g NTK m ² /d
Camada depósito	Formação de material orgânico que se deposita ao longo do tempo no topo da superfície do filtro. Denominada de “camada depósito” é o fator-chave no desempenho do sistema, uma vez que a mesma impacta: na hidráulica, na transferência de gases, na eficiência de filtração e no tempo de detenção hidráulico.
Vantagens	Ausência de tratamento preliminar; Baixa produção de lodo; elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e amônia.
Condições de operação	Cargas orgânica e hidráulica; Alimentação em batelada, a intercalação entre períodos de alimentação e descanso

FONTE: Adaptado de Hoffmann et al. (2011); Stefanakis et al (2014); Molle, (2014).

Molle (2015) descreve ainda que, embora a porosidade superior do material filtrante utilizado no WCFSSV em modelo francês contribua para minimizar a ocorrência de colmatção no sistema, as condições de operação devem ser bem controladas para favorecer a mineralização do material depositado. O não cumprimento das recomendações de projeto de WCFSSV em modelo francês faz com que a camada depósito ocasione limitações ao processo, que varia entre o curto-circuito do sistema, pela limitação na taxa de transferência de oxigênio até um decréscimo na taxa de mineralização dos biosólidos.

Segundo Dalbosco (2016), na configuração em modelo francês os processos são interdependentes e, quando uma limitação ocorre, impacta o processo como um todo e acaba amplificando a taxa de colmatção do filtro. Ou seja, se a colmatção é necessária no modelo francês para que ocorra um bom funcionamento, um equilíbrio deve ser mantido para que não se atinja um nível em que o desempenho e a durabilidade do sistema sejam afetadas.

Portanto, observa-se que independente da configuração de *wetlands* adotada, o monitoramento de todos os fenômenos que ocorrem nos sistemas se faz necessário a fim de garantir os objetivos do tratamento proposto e indicando a integridade dos processos. O monitoramento pode identificar problemas antes que se agravem, sendo o grau de detalhe no acompanhamento está relacionado com o tamanho e a complexidade do sistema projetado (DUPOLDT et al., 2000).

Embora os sistemas de tratamento de esgotos com WC se apresentem como uma alternativa muito interessante na remoção de poluentes, nutrientes e até contaminantes, destaca-se que, quando se objetiva um efluente clarificado, desinfectado e em condições que possibilite o reúso ou reciclagem para fins potáveis ou não potáveis, torna-se imprescindível a adoção de tratamentos complementares que visem atender as legislações vigentes em relação ao tipo de reúso a ser empregado. No reúso para fins não potáveis, na maioria dos casos, o tratamento complementar é a desinfecção que no Brasil usualmente é feito com cloro ou ozônio.

Entretanto, quando não há parâmetros de qualidade da água de reúso ou reciclagem bem definidos na legislação, é necessário aplicar processos de tratamento mais avançados como é o caso dos Processos Oxidativos Avançados, mais conhecidos como POA. Estes processos podem substituir totalmente os sistemas biológicos tratamento ou complementá-los, desde que operados e monitorados adequadamente, evitando interferência entre os sistemas de tratamento.

2.4.2.4 Processos oxidativos avançados (POA)

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) se destacam entre as novas tecnologias que objetivam maior eficiência de remoção no tratamento de efluentes. A grande vantagem dos POA reside no fato de serem considerados tratamentos destrutivos, ou seja, o contaminante não é apenas transferido de fase, mas sim degradado por meio de uma série de reações químicas. (CAVALCANTI, 2012)

Os processos se baseiam na utilização de espécies altamente oxidantes para promover a degradação do poluente a ser tratado. Os principais agentes oxidantes utilizados em processos oxidativos e seu potencial de oxidação eletroquímica (v) estão apresentados na TABELA 4.

TABELA 4 – AGENTES OXIDANTES E SEUS POTENCIAIS DE OXIDAÇÃO CARACTERÍSTICOS

OXIDANTES	POTENCIAL DE OXIDAÇÃO ELETROQUÍMICA (V)
Flúor	3,06
Radical hidroxila	2,80
Oxigênio (atômico)	2,42
Ozônio (O ₃)	2,20
Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂)	1,78
Permanganato de Potássio	1,70
Hipoclorito	1,49
Cloro	1,36
Dióxido de Cloro	1,27
Oxigênio (molecular)	1,23

FONTE: Cavalcanti (2012).

Segundo Souza (2010), os POA têm como característica principal a capacidade de explorar a alta reatividade da radical hidroxila (-OH) que possui alto poder oxidante. Esses radicais promovem a quebra de diversas estruturas moleculares complexas de vários tipos de compostos orgânicos decompondo-as em estruturas mais simples, como dióxido de carbono (CO₂), água e compostos inorgânicos, ou transformando-os em produtos menos tóxicos. Os POA podem ser classificados em heterogêneos e homogêneos:

- a) Heterogêneos: com catalisadores semicondutores, substâncias que intensificam a velocidade da reação, objetivando atingir o equilíbrio químico sem alteração química.
- b) Homogêneos: sem catalisador, realizando a degradação por dois mecanismos distintos: fotólise com radiação ultravioleta (UV) e geração de radical hidroxila. No primeiro mecanismo a luz é a fonte que destrói o poluente; e no segundo, oxidantes fortes, como H₂O₂ e O₃, são responsáveis pela oxidação dos compostos orgânicos (TEIXEIRA; JARDIM, 2004).

Para Cavalcanti (2012), os POA são caracterizados também pela sua versatilidade uma vez que a obtenção dos radicais - OH pode ser realizada por vários meios e combinações entre

os oxidantes, de modo a se obter a associação mais apropriada para um problema específico, conforme representado no QUADRO 27.

QUADRO 27 – TIPOS DE ASSOCIAÇÃO COMUMENTE UTILIZADA EM POA

PROCESSOS	HOMOGÊNEOS	HETEROGÊNEOS
Sem irradiação	Ozônio (O ₃) / Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂)	Fotocatálise Heterogênea Dióxido de titânio (TiO ₂) / O ₂ / UV
	Ozônio (O ₃) / Hidróxila (·OH)	
	Reativo de Fenton	
Com irradiação	Ozônio (O ₃) / UV	Ozônio (O ₃) / Catalisador
	Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂) / UV	
	Ozônio (O ₃) / Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂) / UV	
	Foto Fenon	

FONTE: Adaptado de Teixeira e Jardim (2004).

Catalkaya e Kargi (2007) relatam que quando comparados às aplicações individuais, os POA associados apresentam melhorias na eficiência da remoção de contaminantes. Isso ocorre devido à aceleração da velocidade de geração de radicais livres. Os autores descrevem que entre as combinações mais utilizadas estão os processos homogêneos, como por exemplo, os processos foto-oxidativo: UV / H₂O₂, O₃/UV, O₃/ H₂O₂ e UV/H₂O₂/O₃.

O processo foto-Oxidativo UV/H₂O₂ consiste na combinação do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) com radiação ultravioleta (UV). Seu uso tem sido relatado em diversas pesquisas apresentando bons resultados na remoção de poluentes presentes em águas residuárias (KIM e TANAKA, 2009; BAEZA et al., 2011; KATSOYIANNIS et al., 2011; YUAN et al., 2011; DE LA CRUZ et al., 2012). Entretanto, nos estudos apresentados, frequentemente são discutidos alguns fatores limitantes aos processos UV/H₂O₂/O₃. Fioreze et al. (2013) descrevem dois fatores importantes:

- O primeiro fator está relacionado aos altos custos do processo, uma vez que exigiria grandes quantidades de reagentes e energia.
- O segundo está atrelado à formação de quantidades consideráveis de subprodutos da reação, os quais, em alguns casos, podem apresentar toxicidade (FIOREZE et al., 2013).

Segundo Nagel-hassemer (2012), em processos UV/H₂O₂/O₃ o custo pode ser elevado devido ao investimento inicial com reatores e fontes de radiação, além do consumo de agentes oxidantes e energia elétrica que estão diretamente ligados à intensidade da radiação UV e o tempo de tratamento – uma vez que o tempo necessário para o processo de fotodegradação depende da intensidade da radiação e da estrutura molecular do substrato orgânico.

No tocante ao custo e eficiência do tratamento, Tambosi (2008) cita que quase sempre a fotólise de H₂O₂/O₃ se realiza por meio de lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa ou média pressão, geralmente de 254 nm. Porém, como a absorção de H₂O₂ máxima é a 220 nm, seria mais conveniente o uso de lâmpadas de Xe/Hg, que possuem maior valor de mercado, mas que emitem na faixa 210-240 nm (TAMBOSI, 2008). Em processos com UV, além do uso da lâmpada correta, o posicionamento desta dentro do reator irá interferir na eficiência do tratamento.

Para Gogate e Pandit (2004), para que ocorra eficiência de remoção de poluentes por meio da combinação de fotólise UV/ H₂O₂, o pH do efluente a ser tratado, deve estar na faixa de 2,5 e 3,5. De modo similar, o pH interfere também no tratamento com o gás ozônio (O₃), sendo que, em meio básico (pH > 7), se observa maiores eficiências de remoção de poluentes (BIJAN E MOHSENI, 2007; ASSALIN et al., 2006; MAHMOUD E FREIRE, 2007; GOI et al., 2009). Ainda, é preciso destacar que, embora o processo utilizando UV/H₂O₂/O₃ seja relativamente de fácil manuseio e operação, o processo precisa de monitoramento constante, uma vez que, o pH e a concentração de H₂O₂ interferem diretamente na eficiência do tratamento (NAGEL-HASSEMER, 2012).

De modo similar, Silva (2007) cita que, embora processos oxidativos avançados (POA) sejam empregados em tratamentos de efluentes altamente tóxicos e com a presença de compostos recalcitrantes a fim de remover esses poluentes, quando o monitoramento dos fatores intervenientes ao processo – como pH e a concentração de H₂O₂ são negligenciados – a eficiência do tratamento não é alcançada.

Com relação ao H₂O₂, sua dosagem desempenha um papel fundamental no processo de degradação do poluente e deve ser determinada em função do composto que será atacado. Uma vez que a reação utilizando H₂O₂ é favorecida até certo ponto e na medida em que se aumenta a concentração de H₂O₂, este agente pode passar a atuar como sequestrador de radicais hidroxilas desencadeando, conseqüentemente, a redução nas taxas de oxidação, afetando de forma negativa a eficiência no tratamento (CATALKAYA e KARGI, 2007; GENENA, 2009; NOGUEIRA, 2010; TAREK et al., 2011).

Destaca-se ainda que doses elevadas de H_2O_2 possuem a desvantagem de deixar maiores residuais no efluente, o que poderá comprometer um tratamento biológico futuro, implicando em gastos com reagentes para a sua eliminação (MORAIS et al., 2008). Portanto, torna-se necessário verificar e definir a quantidade ótima de H_2O_2 que será utilizada no processo para evitar que não ocorram limitações na eficiência do processo, tais como, geração de subproduto e residual de H_2O_2 no efluente tratado ou no efluente enviado para a etapa posterior do tratamento.

Assim como o H_2O_2 , o ozônio (O_3), quando usado individualmente, sendo oxidantes com alto poder de desinfecção, é capaz de eliminar microrganismos patógenos como vírus e bactérias. A associação de O_3 com UV/ H_2O_2 tem por objetivo melhorar o desempenho na geração de radicais hidroxilas - OH e, conseqüentemente, a eficiência do tratamento (SILVA, 2007). A utilização de ozônio apresenta como vantagens o não aumento da quantidade de sólidos dissolvidos no efluente, além de não ser afetado pela presença de amônia na água.

As moléculas de ozônio são extremamente instáveis em água. No primeiro momento, ocorre uma rápida redução na diminuição da concentração de O_3 na água. Em seguida, na segunda fase, a reação passa ocorrer segundo uma cinética de primeira ordem. Todavia, o tempo de vida do ozônio na água pode variar de alguns segundos ou até horas de acordo com a qualidade do meio em que se encontra, como o pH, o tipo e concentração de matéria orgânica presente e a alcalinidade da água (VON GUNTEN, 2003).

O pH é um parâmetro que influencia diretamente na estabilidade do ozônio, uma vez que a decomposição do ozônio pode ser acelerada devido ao aumento de pH ou pela adição de peróxido de hidrogênio. O ozônio também pode ser responsável por subprodutos tóxicos, como ácidos, aldeídos e compostos com bromo (METCALF e EDDY, 2016). É um gás tóxico que em elevadas concentrações pode causar irritação nos olhos e nas vias respiratórias, além de dor de cabeça, tontura, cansaço e tosse (TOMAZ, 2008). Seus efeitos podem ser agudos (imediatos) ou crônicos (em longo prazo) de modo que sua utilização deve garantir segurança aos envolvidos no processo.

Assim, embora a adição de peróxido em processos combinando H_2O_2 e ozônio O_3 aumente a transferência do ozônio da fase gasosa para a fase líquida, um excesso de peróxido de hidrogênio também pode limitar a formação de hidroxila e reduzir a eficiência do processo, havendo então uma dosagem ótima de aplicação do H_2O_2 para que ocorra a eficiência do tratamento. Nesse contexto, os subprodutos das reações de processos oxidativos avançados (POA), combinando H_2O_2 e ozônio O_3 , precisam ser mais bem estudados. Além disso, o

residual de peróxido pode prejudicar um posterior tratamento biológico, sendo tóxico aos microrganismos (MOMENTI, 2006),

2.4.2.5 Desinfecção de esgoto sanitário tratado

A desinfecção de águas residuárias é motivada por oferecer proteção à saúde pública ao servir de obstáculo contra organismos patogênicos e reduzir o risco de transmissão de doenças, garantindo o reúso seguro de água (USEPA,2012) e uma alternativa de desinfecção que apresenta custo benefício interessante, é a cloração. O cloro na forma de gás de hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio é o desinfetante mais disseminado no Brasil e na maioria dos países (DANIEL, 2000). O QUADRO 28 apresenta um comparativo entre as tecnologias de desinfecção mais utilizadas

QUADRO 28 – COMPARAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS TÉCNICO-ECONÔMICAS DE ALGUMAS TECNOLOGIAS DE DESINFECÇÃO

CARACTERÍSTICA/ CRITÉRIO	CLORAÇÃO	ULTRAVIOLETA	OZÔNIO
Segurança	baixo	alto	médio
Remoção de bactérias	médio	médio	médio
Remoção de Virus	baixo	baixo	médio
Residual toxico	alto	nenhum	baixo
Custos Operacionais	baixo	baixo	médio
Custo de Investimento	médio	médio	alto

FONTE: Adaptado de Oliveira (2003).

O cloro e seus derivados apresentam alto poder oxidante e reagem com vários compostos presentes nos esgotos. Em síntese, o cloro reage com a amônia para produzir uma série de compostos chamados cloraminas e, eventualmente, oxida a amônia em gás nitrogênio (N₂). O mecanismo de reação é complexo e os produtos variam com o pH, razão entre o cloro adicionado e a amônia presente e o tempo de contato (GONÇALVES, 2003). As reações com compostos nitrogenados e a formação de subprodutos, que são dependentes do pH, podem afetar a dose disponível de cloro apta à desinfecção (DONNERMAIR; BLATCHELEY III, 2003; DEBORDE; SEDLAK; VON GUNTEN, 2011).

A dose de cloro, suas espécies em equilíbrio na água e o cloro residual, que diferem com o tempo de contato, são variáveis críticas para a desinfecção (JOLLEY; JOHNSON,

1990; YU; 2008). A cloração representa, também, um eficiente processo de remoção ou transformação de micropoluentes inorgânicos (VON GUNTEN, 2008; SEDLAK; VON GUNTEN, 2011). Segundo White (2010), amônia, aminoácidos, proteínas, material carbonáceo, nitritos, ferro, manganês, cianetos, entre outros, possuem efeitos diretos nas reações químicas com o cloro. Por causa do alto poder de oxidação, reage com inúmeros compostos – orgânicos e inorgânicos –, o que pode acarretar a formação de subprodutos, como tri-halometanos, ácidos haloacéticos, halocetonas, entre outros (WEF, 1996; SEDLAK; VON GUNTEN, 2011). Entretanto, esses subprodutos são danosos a saúde pública e ao meio ambiente (DANIEL, 2000).

Os efluentes sanitários contêm inúmeros compostos e as reações na desinfecção são variadas dependendo principalmente das substâncias orgânicas e inorgânicas resultantes do processo de depuração alcançado no efluente. Segundo Jordão e Pessoa (2017), as substâncias encontradas nos esgotos sanitários que mais interferem na cloração são: substâncias orgânicas nitrogenadas, aromáticas, certos metais e sulfetos.

2.5. APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA ASSOCIAÇÃO DE PROCESSOS BIOLÓGICOS E OXIDATIVOS AVANÇADOS (POA).

A complexidade e dificuldade no tratamento das águas residuárias, aliados a necessidade de preservação dos corpos hídricos no que se refere ao lançamento de efluentes com altas concentrações de poluentes, tem sido motivo de buscas por novas tecnologias ou mesmo a associação às tecnologias de tratamento já difundidas. Para o tratamento de águas residuárias de origem doméstica, ainda são poucos os estudos por meio da associação de tratamento biológico e processos oxidativos avançados (POA), sendo alguns destes apresentados a seguir.

Polezi (2003) pesquisou processos alternativos para o tratamento terciário de efluentes, por meio da aplicação de POA, (H_2O_2 /UV) em efluente doméstico para fins de reúso industrial. O experimento foi realizado na estação de tratamento de esgoto da SABESP que recebe parte dos esgotos domésticos e tem capacidade total de tratamento de aproximadamente 90 L/s. O tratamento da ETE é composto por: caixa de areia, decantador primário, lodos ativados, tanque de desinfecção e reservatório de água de reúso. O estudo avaliou a diminuição dos parâmetros de cor aparente, turbidez, organismos patogênicos, condutividade, demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (COT). As

amostras de efluentes foram submetidas ao tratamento proposto, utilizando um reator comercial com lâmpada de luz ultravioleta (102 W) e volume útil de 5,4 L. As soluções foram recirculadas no reator a uma vazão de 30 L/min durante 4 horas. Foram estudadas diferentes concentrações de H_2O_2 e variados tempos de reação por meio do aumento do volume do efluente estudado. Os resultados obtidos indicaram que o POA, composto por $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, é um processo de tratamento que pode ser aplicado no tratamento do efluente de ETE para fins de reúso. O autor destaca que as dosagens que forneceram os melhores resultados foram de 20 mg/L H_2O_2 e um tempo de exposição a luz UV de 10,8 min, obtendo taxas de remoção aproximadas de cor aparente, DQO, COT e turbidez de 50; 40; 20% respectivamente, e também foi observada a ausência total de coliformes. Por fim, o autor destaca que para atender as metas adotadas para a água de reúso, independente do tratamento a ser utilizado, deve-se levar em consideração a boa eficiência no tratamento biológico do esgoto.

Ribeiro (2009) analisou a possibilidade de reúso industrial de efluentes têxteis tratados convencionalmente por lodos ativados e submetidos a tratamento complementar por POA. O estudo abordou três alternativas de POA: Fenton homogêneo ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}_2^+$), foto-Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}_2^+/\text{UV}$) e peroxidação assistida por radiação ultravioleta ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$). As técnicas foram aplicadas em efluente real coletado na saída da estação de tratamento convencional de uma indústria têxtil. Os testes com POA, indicam resultados interessantes para os tratamentos com Fenton homogêneo e foto-Fenton em termos de remoção de DQO (45-66% e 37-68%, respectivamente), sendo que o processo foto-Fenton se mostrou mais efetivo, quando comparado ao Fenton homogêneo uma vez que esse último apresentou concentrações nas faixas de 0-90% de peróxido residual, contra 0 - 67%, relativo ao processo foto-Fenton. Contudo, os resultados obtidos com a $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ mostraram-se inaceitáveis sob o ponto de vista econômico e de reúso sendo que a DQO apresentou redução de apenas 1-28% e foi observado residual de H_2O_2 , de 49-69%. O autor destaca ainda que não foi verificada remoção de DQO para a utilização individual de H_2O_2 sem catalisador, da mesma forma como não foi observada influência da radiação UV na ausência de H_2O_2 .

Vasconcelos et al. (2009) estudaram a aplicação de processo oxidativo avançado POA ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) para o tratamento de efluente de lavagens de carros para fins de reúso. O sistema de tratamento estudado em escala real é composto por gradeamento, caixa de areia e separador água/óleo. Os parâmetros analisados foram cor aparente, turbidez, condutividade, demanda química de oxigênio (DQO), óleos e graxas, amônia, sólidos suspensos, dissolvidos, surfactantes. O estudo verificou também a qualidade final do efluente tratado para a reutilização destes nas lavagens dos carros. As amostras de efluente foram submetidas ao

tratamento proposto, utilizando-se um reator comercial com lâmpada de luz ultravioleta com volume útil de 350mL. Foram estudadas diferentes concentrações de H_2O_2 em diferentes pH's. O autor concluiu que os melhores resultados obtidos no tratamento da água por POA foi ajustando o efluente a pH 2,0 com adição de 700 mg/L de H_2O_2 e passagem pela câmara de UV e nessas condições foi observada melhora na redução na cor do efluente e no teor de óleos e graxas. O autor ressalta que, embora resultados obtidos no estudo indiquem o POA por meio da combinação de H_2O_2 /UV como um processo de tratamento que pode ser aplicado no tratamento do efluente das lavagens de carros em postos de combustíveis, torna-se necessário a correção do pH do efluente para a faixa entre 6,0 e 8,0 antes da aplicação da água de reúso na lavagem dos veículos visto que o melhor teste para a remoção da cor do efluente se deu em ácido pH = 2,0.

Telles (2010) avaliou o desempenho de processos de tratamento empregados no lixiviado proveniente da CTR de Nova Iguaçu – RJ. Foram avaliados o processo de coagulação/floculação, a remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar, o processo de ozonização e o tratamento biológico por lodo ativado. Os resultados obtidos no estudo apresentaram que a ozonização foi eficiente na remoção da cor (90%), mas obteve-se uma baixa eficiência na remoção da DQO (13%) e um discreto aumento na biodegradabilidade do lixiviado. O sistema de lodo ativado alimentado com lixiviado pré-tratado pelo processo de ozonização e com TRH de 24h apresentou eficiência de remoção de DQO entre 70-75% enquanto o reator alimentado com lixiviado bruto apresentou eficiência de remoção de DQO entre 60- 65%. Os ensaios de toxicidade aguda realizados no lixiviado bruto e após a ozonização mostraram a elevada toxicidade do lixiviado, porém, após a remoção de amônia e do tratamento biológico, houve uma diminuição moderada na toxicidade do lixiviado.

Botelho (2014) avaliou o processo oxidativo avançado (POA) por meio da combinação entre radiação ultravioleta e peróxido de hidrogênio (UV- H_2O_2) como pós-tratamento de esgotos domésticos tratados em biorreator com membrana, com possibilidade de reúso. O esgoto doméstico foi proveniente da rede coletora da CASAN, tratado em biorreator à membrana em bateladas sequenciais de 4 horas. O tempo de exposição à radiação UV foi de 60 minutos, realizando coletas em tempos pré-determinados (0, 3, 6, 9, 15, 30 e 60 minutos) para análises e para as concentrações de H_2O_2 (15, 30 e 50 mg/L). Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, cor, turbidez, COD, polissacarídeos e proteínas. Como resultado principal, o estudo apresentou remoção da cor e turbidez com eficiências de aproximadamente de 98% e 50 %, respectivamente, sendo o melhor resultado obtido com concentração de 50 mg/L H_2O_2 e 30 minutos de exposição à radiação UV. Ao final dos

experimentos o autor conclui que o processo fotoquímico se mostra bastante eficiente como pós-tratamento de processo biológico, visto que alguns parâmetros já foram degradados, sendo necessários pequeno tempo de irradiação UV e pequenas doses de oxidante para polimento final.

2.6. APLICAÇÃO, AVALIAÇÃO E CONTROLE DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO VISANDO O REÚSO OU RECICLAGEM DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM EMPREENDIMENTOS COM CERTIFICAÇÃO LEED NOS EUA

O LEED é uma certificação de origem nos EUA, onde existe uma variedade de empreendimentos certificados, sendo que em muitos desses são implantados sistemas descentralizados de tratamento de esgotos sanitários objetivando a reciclagem em descargas de vasos sanitários. Nesse sentido, serão apresentados três empreendimentos localizados nos EUA, certificados com LEED e com tecnologias de tratamento de esgotos que objetivam a reciclagem do efluente tratado nas descargas das bacias sanitárias. São apresentadas as formas como os sistemas são implantados, regulamentados e fiscalizados nos EUA – país desenvolvido e com legislações bem consolidadas em termos de reúso de esgotos sanitários. Entretanto, os sistemas apresentados aplicados a realidade dos EUA não esgotam o assunto quanto aos aspectos da certificação LEED para o reúso de esgotos sanitários no Brasil.

WERF em USEPA (2012), O *Battery Park City*, está localizado em Manhattan, na cidade de Nova York, o empreendimento é composto por oito edifícios, que atendem aproximadamente 10.000 habitantes. Todos os edifícios possuem certificação LEED Gold ou Platinum e todo o esgoto sanitário gerado no empreendimento é tratado e reciclado para a utilização no sistema de refrigeração, lavanderia e descargas de vasos sanitários. O sistema de tratamento descentralizado de esgotos domésticos é composto por tecnologia MBR (*Membrane Bio Reactor*) para tratamento biológico (anóxico e aeróbio) e POA por meio da combinação de UV e ozônio para desinfecção. Em operação desde 2004, o sistema de tratamento de reciclagem de esgotos domésticos implantado representou um marco em Nova York, por ser o primeiro empreendimento a aplicar a reutilização de águas residuárias tratadas conforme normas estabelecidas nos EUA. Entretanto, mesmo o empreendimento tendo como projetista do sistema de tratamento de grande empresa especializada em projetos, construção e operação de estações descentralizadas de tratamento de água e esgoto, com foco na reutilização de água e sustentabilidade ambiental, o caminho para a liberação do

empreendimento pelos órgãos de controle e fiscalização da cidade de Nova York não foi simples. Nos estágios iniciais de planejamento, houve a necessidade de convencer e atestar o Departamento de Saúde de Nova York que o sistema de reutilização era seguro e não representaria nenhum risco à saúde dos moradores de edifício. Nesse sentido, a entidade de regulamentação exigiu várias reuniões para determinar os padrões de qualidade aceitáveis do efluente tratado e desenvolver uma série de protocolos de testes de desempenho. O monitoramento do desempenho geral do sistema é automatizado, por meio de alarme remoto e controlador programável que faz leituras de taxas de fluxo e níveis de oxigênio no sistema. Além disso, a visita técnica de um operador é realizada duas vezes por semana, durante algumas horas em cada visita.

Elbag em USEPA (2012), em *Southborough*, Massachusetts (EUA), a escola privada *Fay School* obteve em 2010 a certificação LEED Gold, após a expansão do campus e a implementação de um programa de reciclagem de 100% das água residuárias geradas na escola, para o abastecimento das descargas dos vasos sanitárias. O empreendimento escolar é composto por 22 edifícios que atendem aproximadamente 552 estudantes e professores, sendo que 30 % dos alunos são matriculados em regime de internato. Neste sentido, a escola tem uma flutuação significativa no volume de esgoto gerado ao longo de um dia e durante todo o ano. Assim, houve a necessidade de um planejamento cuidadoso para o dimensionamento do sistema, de modo a garantir um pré-tratamento adequado, associado a capacidade de armazenamento pós-tratamento, que pudessem resolver essas flutuações. O Sistema de tratamento é biológico, constituído por MBR (biorreatores com membrana) seguido por desinfecção ultravioleta (UV). O monitoramento do sistema de tratamento é realizado mensalmente e tem apresentado concentrações de nitrogênio total do efluente abaixo de 10 mg/L, turbidez com menos de 2 NTU e presença de coliformes fecais menores de 14 NMP/100 mL. Tais valores atendem aos padrões de qualidade de água de reciclagem exigidos pelo órgão fiscalizador do Estado de Massachusetts (EUA).

Hansplant et al. em USEPA (2012), certificada de 2007 com o LEED Platinum, a *Sidwell Friends School*, localizada em Washington, DC (EUA), realiza o tratamento das águas residuárias geradas no edifício em um sistema descentralizado de tratamento que incorpora várias etapas objetivando fornecer um tratamento robusto e eficiente. Os componentes do sistema incluem um tanque de tratamento primário seguido por uma série de células de *wetlands* construídas com fluxo subsuperficial partindo então para um filtro de areia de recirculação e um filtro de gotejamento, que estão todos integrados na paisagem do pátio. A escolha do *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial foi realizada objetivando a redução

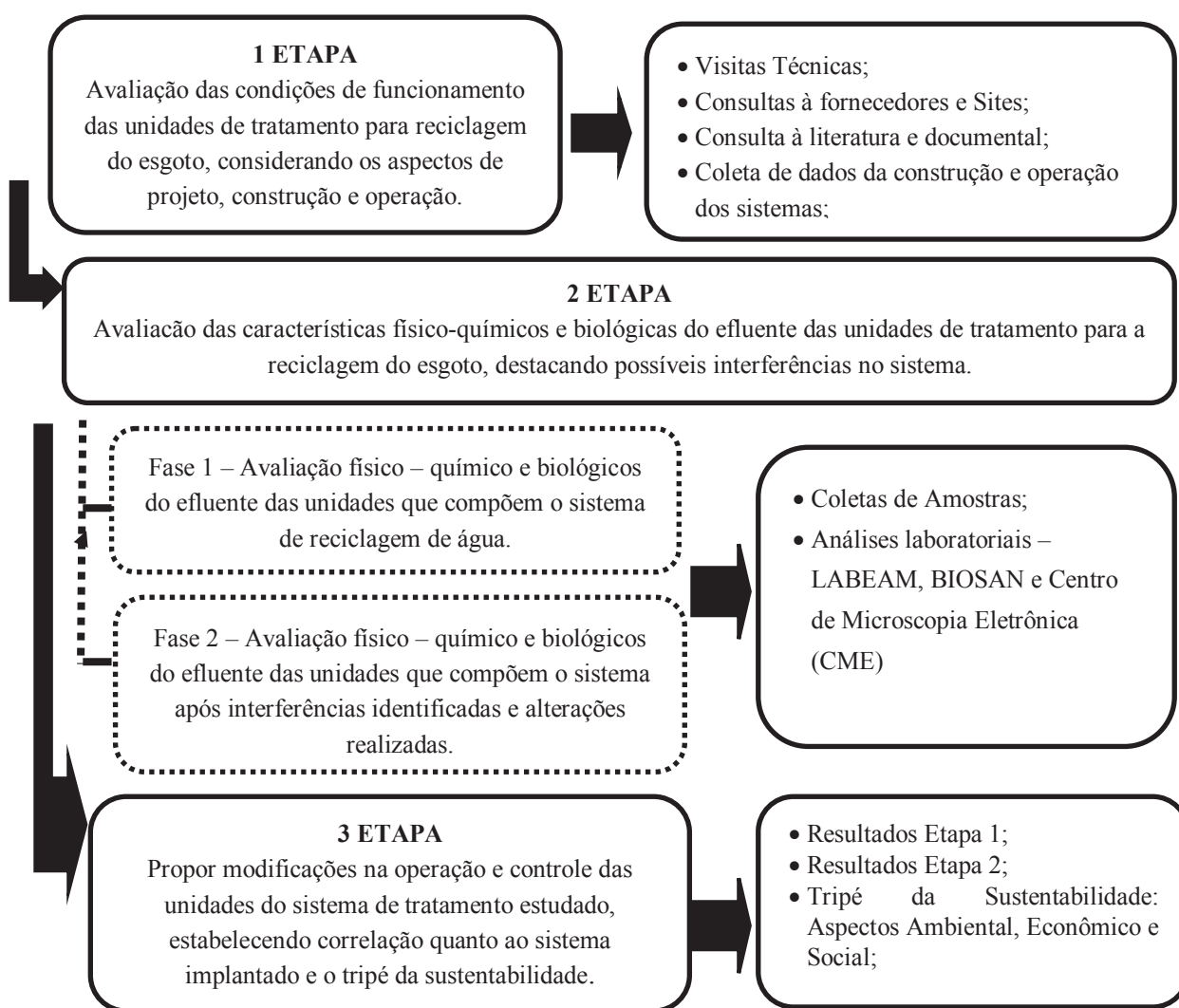
ou eliminação do odor de modo a impedir o contato dos frequentadores com a água. Ao sistema de *wetlands*, foi incorporado uma variedade de plantas nativas e locais que oferecem uma paisagem esteticamente agradável, enquanto isso, as raízes das plantas abrigam uma grande diversidade de microrganismos que ajudam a remover os contaminantes da água. No sistema de tratamento, o filtro de gotejamento e filtro de areia são responsáveis pelo polimento e redução de nutrientes como o nitrogênio. A qualidade da água do sistema de tratamento é monitorada frequentemente por empresa contratada e especializada e os resultados das análises são exibidos para os alunos em sala de aula. Além disso, o sistema de tratamento funciona como uma espécie de laboratório para os alunos da escola, uma vez que são incentivados a monitorar o funcionamento do sistema. Os responsáveis pelo projeto citam que sistemas de tratamento dessa natureza são de alto grau de complexidade e de difícil implementação e que o sucesso do projeto depende de uma parceria muito próxima entre a equipe de projetos, o cliente e a equipe de construção e operação, a fim de construir sistemas efetivamente sustentáveis.

3 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia deste trabalho foi composta por pesquisas de ordem exploratória, descritiva, quantitativa, bibliográfica, documental e experimental. Gil (1999) considera que a pesquisa exploratória tem como objetivo principal desenvolver, esclarecer e modificar conceitos e ideias, tendo em vista a formulação de problemas mais precisos ou hipóteses pesquisáveis para estudos posteriores. Lakatos e Marconi (2001) descrevem a pesquisa documental como a coleta de dados em fontes primárias, como documentos escritos ou não, pertencentes a arquivos públicos, arquivos particulares de instituições e domicílios, e fontes estatísticas.

A pesquisa foi dividida em três etapas, conforme FIGURA 17.

FIGURA 17 – ORGANOGrama DAS ETAPAS DA METODOLOGIA



3.1. LOCAL DE ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido em um sistema descentralizado de tratamento de esgotos implantado em empreendimento comercial localizado na área central do Município de Curitiba – Paraná, atendido com sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário pela Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR.

Curitiba localiza-se na região sul do Brasil é a capital do Paraná. Segundo a classificação climática de Köppen, a cidade de Curitiba possui clima do tipo Cfb, clima temperado propriamente dito; temperatura média no mês mais frio abaixo de 18 °C (mesotérmico), com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22 °C e sem estação seca definida (IAPAR, 2018). De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2018) as precipitações em Curitiba são abundantes durante o ano todo, com índice pluviométrico anual de aproximadamente 1.480 mm. A Umidade Relativa do ar em Curitiba é de aproximadamente 80 % anual e é uma das cidades menos ensolaradas do mundo.

A cidade de Curitiba é conhecida mundialmente pela sustentabilidade e preservação do meio ambiente e atualmente também conhecida como inteligente e conectada.

“Não é segredo que Curitiba é uma referência internacional em vários quesitos. A capital é conhecida como: “*cidade ecológica*”, “*cidade sorriso*” e “*cidade de vanguarda em transporte público*”, e também é conhecida por sua arquitetura e por ter um dos melhores índices de áreas verdes do país. Desde 2014 possui distinções em 35 prêmios de relevância nacional e internacional. Em 2015 foi eleita a melhor cidade do Brasil pelo ranking Austin Ratings e no ano seguinte, venceu o prêmio C40 City Awards na categoria “Cidades Sustentáveis pelo programa Agricultura Urbana...”. “Na arquitetura, exalta um dos nomes com mais prestígio na história do Brasil: Oscar Niemayer. O MON, renomada obra do arquiteto, é um dos pontos turísticos mais conhecidos da cidade. Curitiba, que até pouco tempo atrás seguia um modelo arquitetônico tradicional, agora se torna o novo lar da inovação” <https://www.arbomag.com.br/curitiba-cidade-que-valoriza-a-sustentabilidade-arquitetura-e-a-inovacao/>. Também conquistou o posto de cidade mais inteligente e conectada do Brasil, de acordo com o ranking *Connected Smart Cities 2018* ” (PREFEITURA DE CURITIBA, 2018, n.p)

Portanto, há um novo conceito para as edificações as quais devem ser projetadas com inovação e sustentabilidade, destacando o uso da água como um dos pontos fundamentais. Seguem uma nova tendência que visam obter certificações ambientais como *Leadership in Energy e Environmental Design – LEED*, como é o caso do objeto de estudo.

O sistema de tratamento de esgoto descentralizado com reciclagem total do efluente gerado foi implantado em uma edificação comercial com certificação LEED, que tem a

sustentabilidade como principal atributo com a adoção de soluções voltadas à economia de recursos naturais, de forma que, dentre as tecnologias empregadas nesta edificação, está o sistema descentralizado de tratamento de esgotos que visa à reciclagem de todo o esgoto doméstico gerado para fins não potáveis, sendo utilizada nas descargas das bacias sanitárias. O sistema de tratamento descentralizado está em operação há, aproximadamente, cinco anos e com capacidade para atender a geração de efluentes de 20 pessoas por dia.

3.1.1. Avaliação das condições de funcionamento das unidades de tratamento para reciclagem do esgoto, considerando os aspectos de projeto, construção e operação.

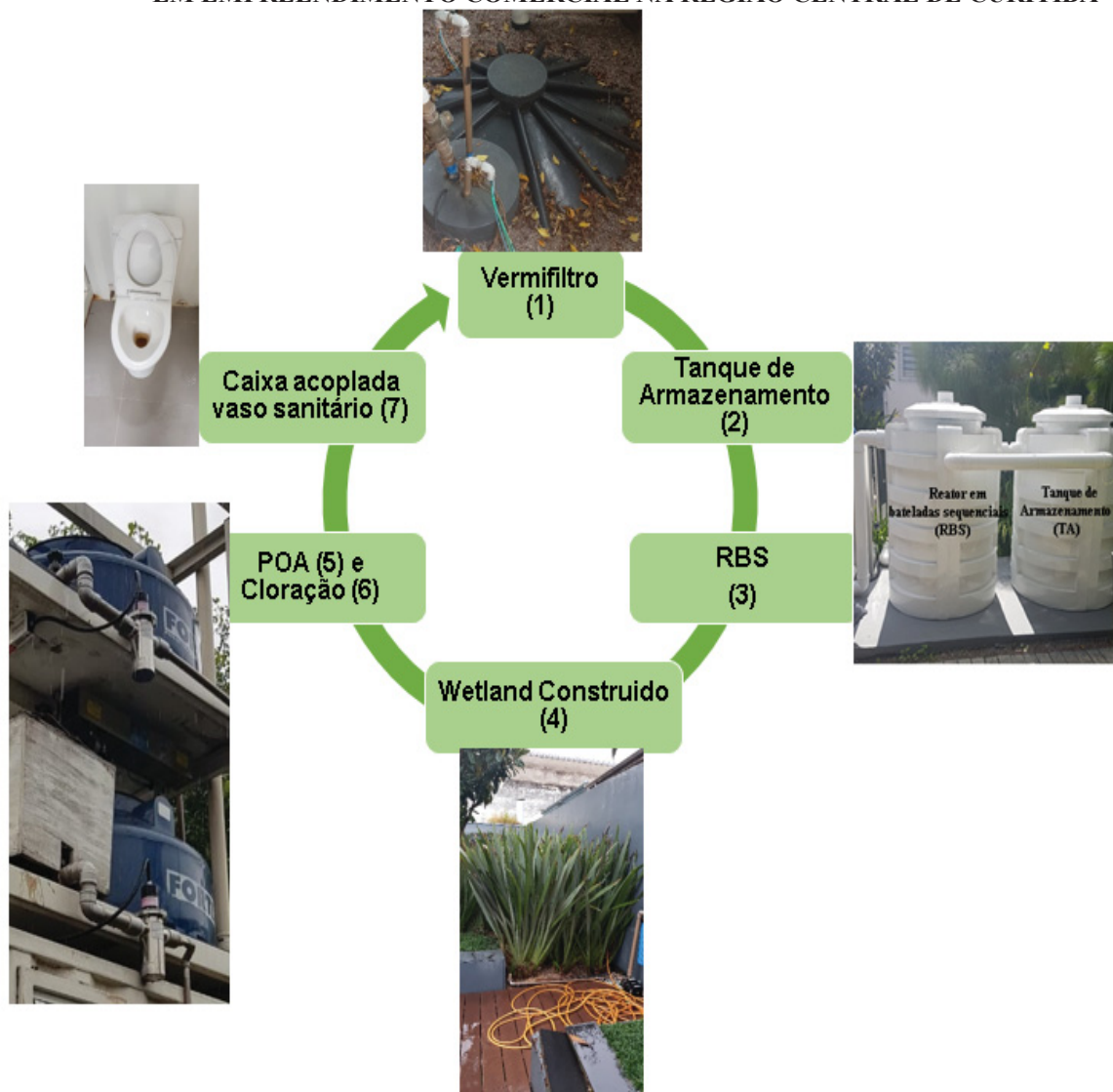
Para a caracterização dos sistemas de tratamento, primeiramente foram realizadas visitas técnicas aos sistemas implantados, durante as quais foram coletadas informações sobre a construção e operação dos sistemas. No decorrer das visitas técnicas, com o intuito de compreender e detalhar o funcionamento das unidades de tratamento, foram realizadas consultas a sites de internet, via e-mail e telefone com empresas que comercializam sistemas similares aos implementados.

Diante do fato de que o sistema implantado atua com seis (6) unidades de tratamento distintas, associando tratamentos biológicos, aeróbios e anaeróbios, com processos oxidativos avançados (POA) e cloração, foi realizada pesquisa em referencial teórico e documental sobre temas similares, englobando principalmente artigos e publicações recentes. Tal pesquisa teve por objetivo identificar a forma de construção e principalmente operação desses sistemas, tendo em vista que o sistema implantado utiliza algumas tecnologias muito estudadas e difundidas como, por exemplo, lodos ativados, porém envolve também tecnologias com pesquisas em andamento, como vermifiltração e POA.

Os dados obtidos possibilitaram entender a complexidade envolvida no sistema implantado, uma vez que o sistema de tratamento funciona em um ciclo fechado, tendo por objetivo a reciclagem de todo o esgoto sanitário gerado. O efluente tratado é armazenado e retorna para ser utilizado na alimentação das caixas acopladas dos vasos sanitários. Não há outro uso do efluente tratado.

Durante as visitas foram obtidos registros fotográficos que caracterizaram imagens reais e circunstanciais dos processos apresentado, na FIGURA 18.

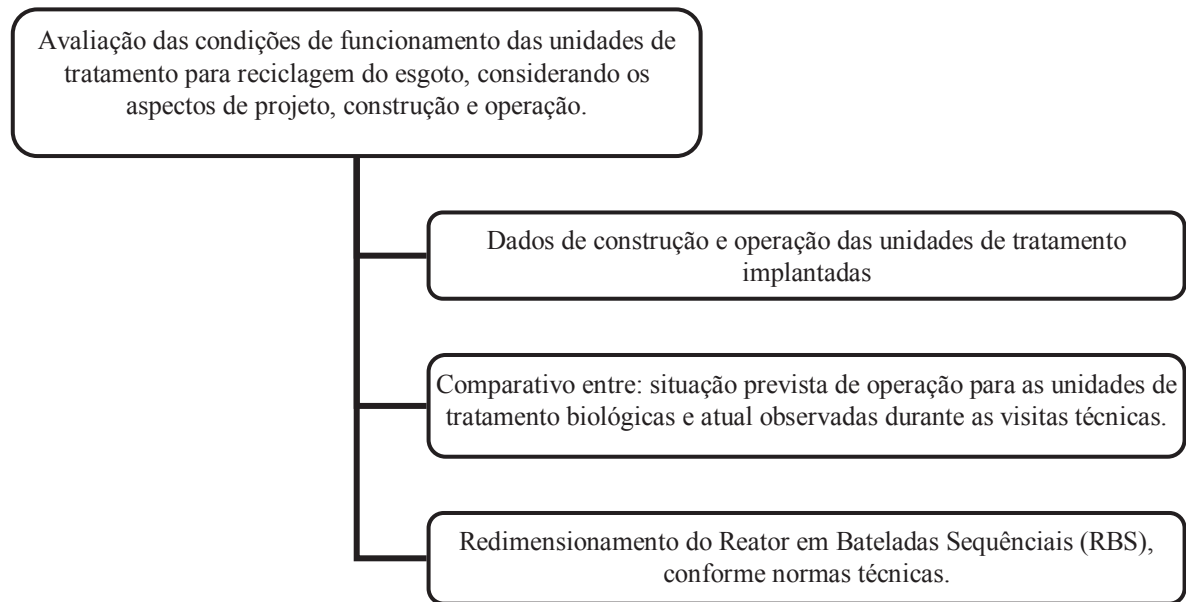
FIGURA 18 – CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO, IMPLANTADO EM EMPREENDIMENTO COMERCIAL NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA



FONTE: A autora (2018).

O sistema estudado associa essas tecnologias de tratamento em uma configuração diferenciada, e a avaliação das condições de funcionamento das unidades, considerando aspectos de projeto, construção e operação, pode possibilitar a identificação de possíveis interferências nas unidades de tratamento, para isso essa etapa da pesquisa foi realizada conforme apresentado na FIGURA 19.

FIGURA 19 – ETAPAS DA AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM



FONTE: A autora (2018).

O redimensionamento do Reator em Bateladas sequenciais (RBS) foi realizado considerando os parâmetros de projeto recomendados pela NBR 13.696/1997, que atribui dois critérios de dimensionamento para o volume útil do reator:

- I. Duas vezes a vazão diária, conforme apresentado na EQUAÇÃO 27

$$V_{ur} = 2 \times Q \quad (27)$$

Sendo:

- V_{ur} : o volume útil total do reator, em litros;
- Q : Vazão diária apurada, em litros;

- II. Contribuição diária de esgoto por número de contribuintes, conforme apresentado na EQUAÇÃO 28.

$$V_{ur} = 2 \times N \times C \quad (28)$$

Sendo:

- V_{ur} : o volume útil total do reator, em litros;
- N : número de contribuintes;

- C: contribuição por pessoa de esgoto, em litros por dia (conforme tabela 3, apresentada na NBR 13.696/1997)

Outras recomendações para RBS, descritas na referida NBR 13.696/1997, e que foram utilizadas no redimensionamento:

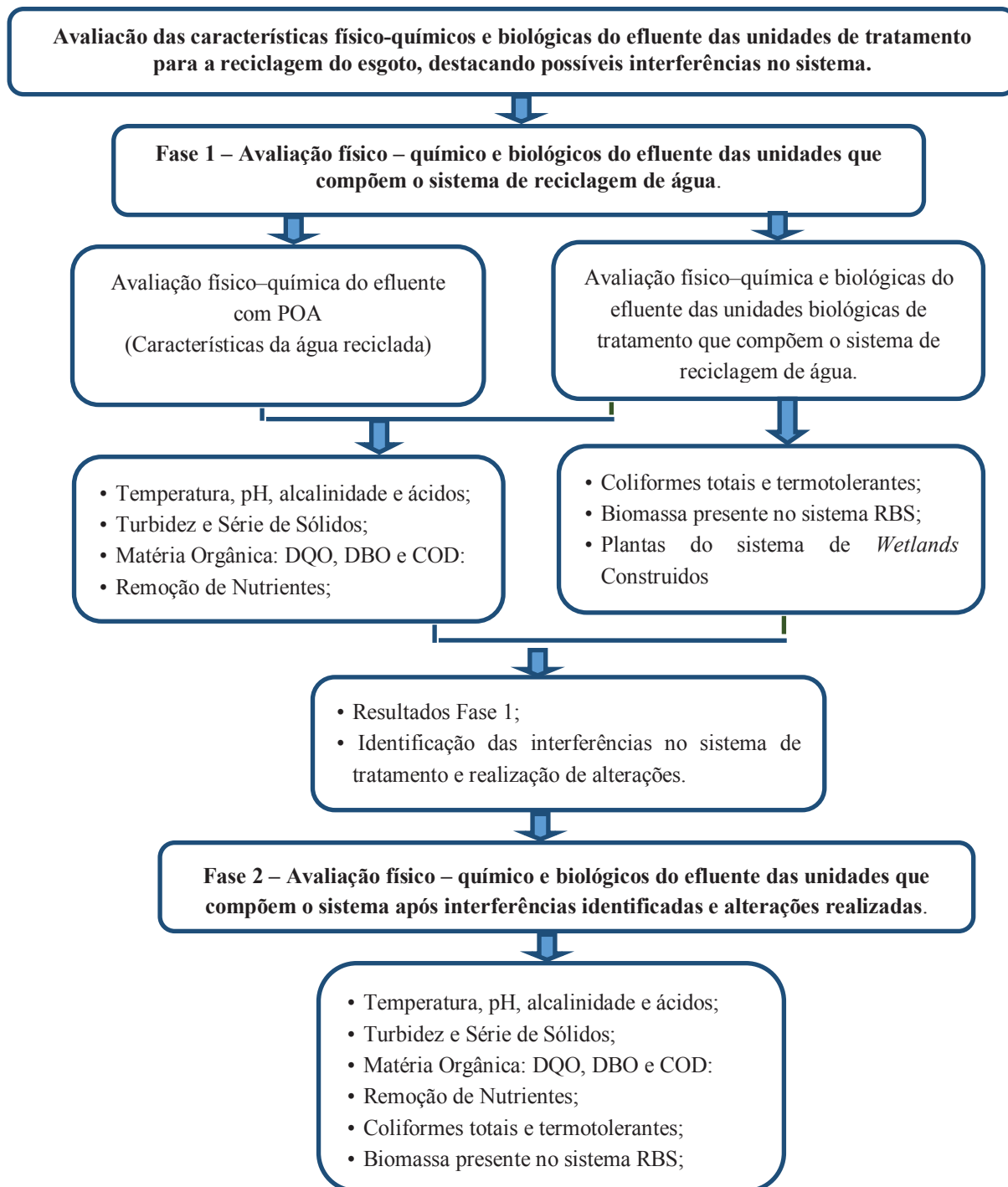
- Altura de volume do lodo no reator: o volume de armazenamento do lodo a ser considerado deve ser igual ao volume diário de esgoto, devendo ser prevista uma altura de no mínimo 1,5 m para o volume de lodo.
- Altura sobressalente: deve ser prevista uma altura sobressalente de 0,5 m acima da altura útil total do líquido.
- Considerar como sendo 20 h o tempo de aeração no reator por dia.

3.1.2. Avaliação das características físico-químicos e biológicas do efluente das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto, destacando possíveis interferências no sistema.

Durante as visitas técnicas foram observados os melhores locais para a realização das coletas de amostras, de modo que as amostragens representassem o objetivo dessa etapa da pesquisa, de avaliação das características físico-químicos e biológicas do efluente das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto, destacando possíveis interferências no sistema. Diante disso, as coletas de amostras transcorreram no período de março a dezembro de 2018, sendo dividida em duas Fases, conforme apresentado na FIGURA 20.

- Fase 1 – Avaliação físico – químico e biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema de reciclagem de água, com coletas de amostras no período de março a junho/2018.
- Fase 2 – Avaliação físico – químico e biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema após interferências identificadas e alterações realizadas com coletas de amostras no período de outubro a dezembro/2018.

FIGURA 20 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICA FÍSICO-QUÍMICO E BIOLÓGICAS DO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO



FONTE: A autora (2019).

Os pontos de amostragens estão localizados nas entradas e saídas dos sistemas de tratamento, conforme apresentado na FIGURA 21. Cabe destacar que o vermifiltro não dispõe de local livre que permita a coleta de material, dessa forma a coleta de amostras

proveniente desse sistema precisou ser adaptada, por meio do acionamento forçado da bomba de nível do vermifiltro, sendo a coleta realizada na entrada do tanque de armazenamento.

FIGURA 21 – PONTOS DE COLETAS DE AMOSTRAS DO SISTEMA ESTUDADO.



FONTE: A autora (2018).

Após a definição dos pontos de coletas das amostras, foram determinados os parâmetros a serem analisados por meio das análises laboratoriais: temperatura, pH, alcalinidade total, alcalinidade á bicarbonatos (AB), ácidos graxos voláteis (AGV), ácidos voláteis (AAV), DBO, COD, DQO, DQO filtrada, série de sólidos totais e suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total, ortofosfato, fósforo total, coliformes totais e termotolerantes. Também, foram realizados ensaios de Sólidos sedimentáveis e microscopia eletrônica de varredura (MEV) no lodo do reator em bateladas sequenciais (RBS) e microscopia óptica de raízes e folhas das plantas ornamentais que compõem os *wetlands* construídos.

Durante as coletas foram realizadas anotações e registros fotográficos das condições dos sistemas tais como: presença de insetos, limpeza de caixas de armazenamento, condições das plantas, coloração do líquido. Todas as etapas de preservação, transporte e armazenamento das amostras foram executadas em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O detalhamento das análises, metodologia analítica e referências utilizadas, estão apresentados na TABELA 5.

TABELA 5 – PARÂMETROS DE ANÁLISE, METODOLOGIA ANALÍTICA E REFERÊNCIAS UTILIZADAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS.

PARÂMETRO	UN	MÉTODO DE ANÁLISE	REFERÊNCIA
Temperatura	°C	-	Termômetro.
pH		Potenciômetro	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 4500 B).
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ /L	Titulométrico	Método Kapp
Ácidos graxos voláteis - AGV	mgHAc/L	Titulométrico	
Ácidos voláteis - AAV	mgCaCO ₃ /L	Titulométrico	
Alcalinidade de bicarbonatos AB	mgCaCO ₃ /L	Titulométrico	
COD	mg/L	Combustão à alta temperatura	TOC-VCPH SHIMADZU CORPORATION
Coliformes totais e Termotolerantes	NMP/100mL	Cartela Colilert	Colilert IDEXX Quanti Tray/200
DBO ₅	mg/L	Oxitop – manométrico	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 5210B).
DQO	mg/L	Refluxo fechado colorimétrico	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 5220 B).
DQO filtrada	mg/L		
Fósforo total	mg/L	Redução ácido ascórbico	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (adaptado códigos 4500 P e E)
Ortofosfato	mg/L	Colorimétrico	
N – Amoniacal	mg/L	Destilação	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (adaptado códigos 4500 B e C).
Nitrato	mg/L	Redução em coluna de cádmio	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 4500 N e E)
Nitrito	mg/L	Método da sulfanilamida / N-1- Naftil	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 4500 B)
Nitrogênio Total	mg/L	Digestão com persulfato de potássio	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 4500C)
ST	mg/L	Gravimétrico	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> , 2012 (código 2540)
STV	mg/L	Gravimétrico	
STF	mg/L	Gravimétrico	
SST	mg/L	Gravimétrico	
SSV	mg/L	Gravimétrico	
SSF	mg/L	Gravimétrico	
Ssed	mg/L	Volumétrico	

FONTE: A autora (2018).

As análises físico-químicas e biológicas foram realizadas no LABEAM - Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto e BIOSAN Laboratório de Biologia Molecular Aplicado ao Saneamento, ambos localizados no DHS do centro politécnico da Universidade Federal Paraná (UFPR). Já as análises biológicas por meio de Microscopia eletrônica de varredura (MEV) foram realizadas no centro de Microscopia Eletrônica (CME) da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

A frequência de realização das análises para cada parâmetro foi determinada de acordo com as características e objetivos do presente estudo e, principalmente, com a capacidade dos laboratórios sendo que para alguns parâmetros foram realizadas análises quinzenais e para outros mensais. Assim foram realizadas coletas durante o período de março a dezembro de 2018, totalizando aproximadamente quarenta (40) amostras de esgoto, nas quais foram analisados vinte (20) parâmetros correspondendo a aproximadamente 800 dados amostrados, conforme apresentado no QUADRO 29.

QUADRO 29 – PARÂMETROS E FREQUÊNCIA DE REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES NAS UNIDADES DE TRATAMENTO QUE COMPOEM O SISTEMA ESTUDADO

UNIDADES DE TRATAMENTO QUE COMPOEM O SISTEMA ESTUDADO				
	PARÂMETROS ANALISADOS	FREQUÊNCIA DE REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES	QUANTIDADE DE AMOSTRAS	
			FASE 1 – MAR A JUN/2018	FASE 2 – OUT A DEZ/2018
1	Temperatura	Quinzenal	32 Amostras	8 Amostras
2	Ph			
3	Alcalinidade Total			
4	Ácidos graxos voláteis - AGV			
5	Ácidos voláteis - AAV			
6	Alcalinidade de bicarbonatos - AB			
7	Turbidez			
8	Demanda química de Oxigênio - DQO			
9	Demanda química de Oxigênio Filtrada - DQO _F			
10	Série de Sólidos Totais -SST			
11	Série de Sólidos Suspensos - SS			
12	Carbono Orgânico Dissolvido – COD	Mensal		
13	Ortofosfato			
14	Fósforo Total			
15	Coliformes totais e Termo tolerantes			
16	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO			
17	Nitrito			
18	Nitrato			
19	N- Nitrogênio total			
20	N. Amoniacal			

FONTE: A autora (2018).

3.1.2.1 Análises físico-químicas e biológicas

As quantificações do Carbono dissolvido total (COD) presente nas amostras foram realizadas em equipamento TOC-VCPH SHIMADZU CORPORATION®. O método utilizado pelo equipamento consiste na combustão da amostra, a alta temperatura, e posterior quantificação por meio de detecção infravermelha não dispersiva (NDIR).

Primeiramente para a realização do experimento foram filtradas 50 mL de amostra em membrana de acetato de celulose Ø 0,45µm de porosidade, a fração de amostra filtrada foi adicionada uma gota de ácido clorídrico (HCl) 2mols/L sendo que tal procedimento tem por objetivo a eliminação da fração de Carbono Inorgânico (IC). Em seguida, as amostras foram mantidas por dez minutos em purga com gás para a remoção da parcela de carbono CO₂ e executada a limpeza do equipamento com água destilada, por duas vezes. A leitura das amostras só foi feita após a limpeza do equipamento.

O equipamento possui limite de detecção de 4 µg/L, e faixa de detecção ≤ 100 mg/L para Carbono Total (CT) e ≤ 100 mg/L. Assim foi preciso realizar a diluição de algumas amostras. O cálculo do TOC é realizado automaticamente pelo equipamento, por meio da subtração do carbono total (CT) pelo carbono inorgânico (IC). A FIGURA 22 apresenta o equipamento utilizado para as quantificações de carbono orgânico dissolvido (COD)

FIGURA 22 – EQUIPAMENTO TOC-VCPH SHIMADZU CORPORATION® UTILIZADO PARA QUANTIFICAÇÃO DE TOC



FONTE: Labeam (2018).

Para a quantificação de coliformes totais e termo tolerantes presentes nas amostras foi utilizando o teste cromogênico Colilert® IDEXX Quanti Tray/200. O método patenteado é aprovado pela EPA (*Environmental Protection Agency*) dos Estados Unidos e incluído no *Standard Methods* para exame de água e águas residuais. Primeiramente foi preciso avaliar as possíveis faixas de quantificação para a análise de coliformes nas amostras e para isso durante as primeiras coletas realizadas em março e abril /2018, foram testados diferentes fatores de diluição nas amostras. Os fatores de diluição foram realizados conforme a sequência de tratamento, ou seja, maiores fatores que o tanque de armazenamento e menores fatores nas demais unidades que compõem o sistema de tratamento conforme apresentado no QUADRO 30. Importante destacar que não foram realizadas análises desse parâmetro para o efluente do vermifiltro, uma vez que possivelmente as concentrações médias de Coliformes Totais e Termotolerantes neste sistema sejam similares ao esgoto bruto.

QUADRO 30 – DILUIÇÕES REALIZADAS NAS AMOSTRAS PARA A REALIZAÇÃO DE COLIFORMES PARA O SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO

PONTOS DE COLETAS	DILUIÇÕES REALIZADAS	
Ponto 1 – Saída do vermifiltro	Sem análises para esse sistema.	
Ponto 2 – Entrada Tanque de Armazenamento	1:20.000	1:10.000
Ponto 3 – Saída RBS	1:10.000	1:5.000
Ponto 4 – Saída <i>wetland</i>	1:5.000	Sem Diluição
Ponto 5 – Caixa acoplada do vaso sanitário (Água de Reciclagem)	Sem Diluição	

FONTE: A autora (2018).

Na sequência foram transferidos 100 mL de amostra para um balão de fundo chato estéril. No balão foi adicionada uma cartela do reagente colilert® e uma barra magnética e na sequência o balão foi colocado em agitador até total dissolução total do reagente. A solução dissolvida foi colocada na cartela Quanti-Tray® estéril. Então, a cartela foi colocada no suporte e selada, em seladora IDEXX®. As cartelas seladas foram colocadas em estufa termoregulável a $35 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24 horas. Após as 24h na estufa, foram anotados os quadrados maiores e menores com coloração amarela forte, os quais são denominados de valores positivos. O mesmo procedimento foi realizado observando-se as cartelas em uma câmara escura equipada de luz UV, de modo que, para este caso, os quadrados grandes e pequenos anotados foram aqueles que desenvolverem uma luminescência azul característica de presença de coliforme termotolerante.

As análises de DQO e DQO filtrada foram realizadas pelo método do refluxo fechado – colorimétrico, conforme *Standard Methods* para exame de água e águas residuais. O método consiste na oxidação dos compostos orgânicos pela ação de agentes oxidantes fortes em condições ácidas, sendo o dicromato de potássio o agente oxidante mais utilizado devido à sua capacidade de oxidar outras substâncias orgânicas.

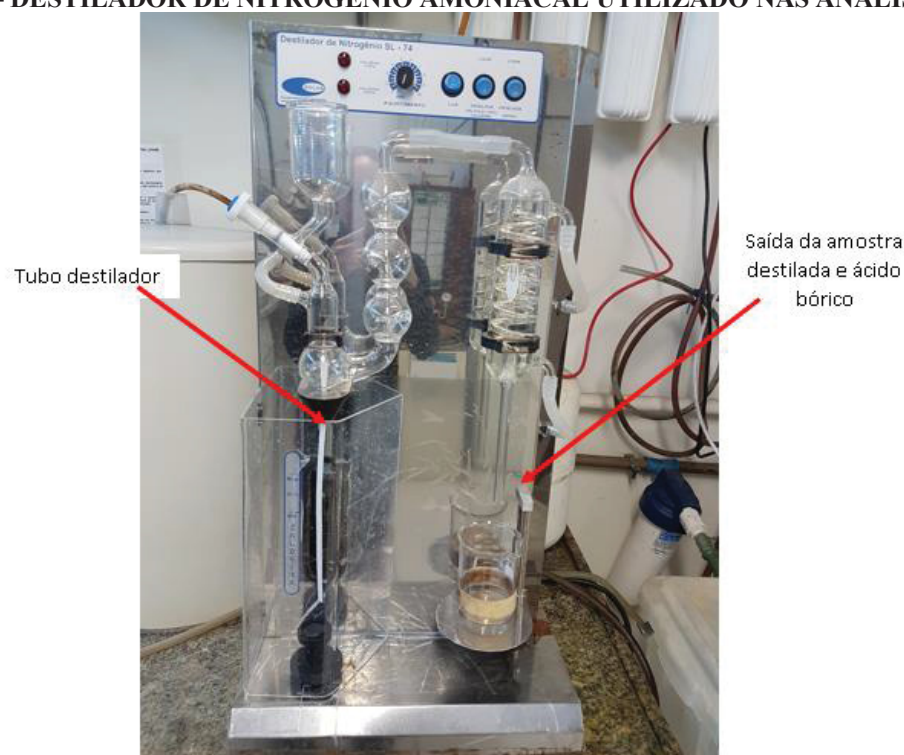
Inicialmente, foi realizada a calibração do método pela curva de calibração padrão para DQO > 100 mgO₂/L, utilizada para amostras de esgoto. A realização da calibração permitiu a elaboração da curva padrão para o método. A análise do coeficiente de linearidade da curva $R > 0,990$ permitiu verificar a linearidade da reação com a solução utilizada. O procedimento para a quantificação de DQO filtrada nas amostras foi iniciado com a filtração de 20 mL de amostras em membrana de acetato de celulose Ø 0,45µm de porosidade e a fração de amostra filtrada foi acondicionada em frasco âmbar devidamente identificado. A partir da fração filtrada a realização de quantificação de DQO filtrada seguiu o mesmo procedimento descritos abaixo para DQO.

A amostra foi homogeneizada manualmente no frasco de coleta para garantir uma boa distribuição dos sólidos e precisão nos resultados. Em seguida, uma amostra de 50 mL foi transferida para um Becker de vidro com uma barra magnética para agitação e homogeneização mecânica. Desta amostra, ainda sendo homogeneizada, foram retiradas, com o auxílio de uma pipeta volumétrica, três alíquotas de 2,5 mL e colocadas em tubos de digestão Hach® devidamente identificados, ou seja, todas as análises foram realizadas em triplicata para melhor confiabilidade e verificação da linearidade dos resultados. Aos tubos de digestão, foram adicionados também 1,5 mL da solução digestora de dicromato de potássio 0,04167 mol/L e 3,5 mL da solução catalítica de ácido sulfúrico com sulfato de prata. Os frascos foram bem fechados e homogeneizados com o auxílio de um vortex, de modo a favorecer a mistura dos reagentes adicionados. Cabe destacar que as soluções digestora e catalítica utilizadas nos experimentos são produzidas no laboratório.

Após a homogeneização completa, os tubos foram colocados para digestão em bloco digestor modelo DL 482 por um período de 2h e temperatura de 150°C, depois disso os frascos foram colocados em temperatura ambiente em local escuro para o total resfriamento. A leitura foi realizada em espectrofotômetro de feixe duplo, com varredura da marca: Kazuaki®, em comprimento de onda de 600 nm, com utilização de cubeta de vidro. O nitrogênio amoniacal presente nas amostras foi quantificado pelo método da destilação, descrito conforme descrito no *Standard Methods* para exame de água e águas residuais. O método consiste na destilação em meio básico, com a finalidade de levar o íon amônio

presente na amostra a gás amoníaco, e fixá-lo em solução de ácido bórico, formando um sal. Depois de fixado, o sal formado é titulado com ácido sulfúrico com normalidade conhecida, recuperando o ácido bórico e formando sulfato de amônia. O equipamento utilizado foi o destilador da marca SL – 74. Primeiramente a destilação é realizada utilizando 25 mL água destilada com hidróxido de sódio para manter o pH próximo de 9,0 que é adicionada no tubo destilador. A reação ocorre em meio ácido, utilizando o ácido bórico. O final da destilação ocorre quando a proveta colocada na saída do equipamento atingiu a marca de 100 mL (50 mL de solução de ácido bórico +50 mL da amostra destilada), conforme apresenta a FIGURA 23.

FIGURA 23 – DESTILADOR DE NITROGÊNIO AMONIACAL UTILIZADO NAS ANÁLISES



FONTE: A autora (2018).

O equipamento foi desligado e os 100 mL de conteúdo da proveta foram transferidos para erlenmeyer de 250 mL e foi iniciada a titulação com a solução padrão de ácido sulfúrico até a coloração rosa ser obtida. A quantidade de ácido sulfúrico até a coloração rosa foi anotada e valor foi utilizado como o branco. Na sequência o mesmo procedimento foi realizado para todas as amostras, sendo utilizado o volume de 50 mL de amostra. Para garantir uma melhor confiabilidade e verificação da linearidade dos resultados todas as análises foram realizadas em duplicatas. A quantidade de ácido sulfúrico gasto na titulação foi usada para

calcular a quantidade de íon amônio presente na amostra, por meio da formulação do método apresentada na EQUAÇÃO 29.

$$N - NH_4^+ \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(V_{amostra_{H_2SO_4}} - V_{branco_{H_2SO_4}}) \times N_{H_2SO_4} \times 14.000}{Volume_{Amostra}} \quad (29)$$

A determinação de sólidos sedimentáveis foi realizada pelo método Volumétrico do Cone IMHOFF, a metodologia é descrita no *Standard Methods* e recomendando na NBR 10561/1988 que discorre sobre Águas - Determinação de resíduo sedimentável (sólidos sedimentáveis) - Método do cone de IMHOFF. Para determinação de sólidos sedimentáveis primeiramente foi realizada a homogeneização das amostras, em seguida com o auxílio de uma proveta, foi transferida uma alíquota de 1 (um) litro de amostras para o cone de IMHOFF. Os cones foram posicionados no suporte de madeira e deixados para decantar por 45 minutos. Passados os 45 minutos, um bastão de vidro foi passado vagarosamente nas paredes internas dos cones, e deixados em repouso por mais 15 minutos, totalizando 1 (uma). Após esse tempo foi anotado a altura de sedimentado pela escala graduada do cone de IMHOFF (mL /L). Ainda com objetivo de quantificar as propriedades de sedimentabilidade do lodo, foi realizado o cálculo do Índice Volumétrico de Lodo (IVL), obtidos por meio da EQUAÇÃO 30, utilizando os valores provenientes dos ensaios de sólidos suspensos totais das amostras (SST).

$$IVL \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{Volumedidoncone \left(\frac{mL}{L} \right) \times 1000}{SST \left(\frac{mg}{L} \right)} \quad (30)$$

A coleta de amostras para a realização de Microscopia optica e Microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi realizada no sistema de tratamento em 27/08/2018 e 14/02/2019. Diante do fato de que o RBS não está realizando descarte de lodo excedente para o tanque de armazenamento, para possibilitar a realização da MEV foram coletadas amostras: do lodo interno (raspado das paredes) do reator em bateladas sequenciais (RBS), e do efluente dentro do RBS antes de iniciado o processo de aeração do sistema, conforme apresentado na FIGURA 24.

FIGURA 24 – LOCAIS DE COLETA DE LODO NO RBS IMPLANTADO AO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO PARA ANÁLISE MEV



FONTE: A autora (2018).

Para a microscopia óptica as amostras foram analisadas no dia da coleta no Laboratório de Biologia Molecular Aplicado ao Saneamento - BIOSAN, com o auxílio da Prof. Dra. Débora Cristina de Souza, do Departamento de Biodiversidade e Conservação da UTFPR de Campo Mourão. Para a análise microscópica óptica, foi utilizado microscópio biológico, óptico e manual da marca Olympus modelo CX40 ®. As amostras foram preparadas para leitura, por meio de preparações simples a fresco.

De modo que primeiramente com o auxílio de um conta-gotas, uma gota de lodo foi colocada no centro da lâmina de vidro, e por cima desta foi colocada a lamínula de vidro. O lodo raspado das paredes do RBS estava muito espesso, deste modo para o preparo dessa amostra foi colocada uma gota de lodo e por cima desta uma gota de água destilada e só então a lamínula por cima. Sequencialmente as lâminas foram observadas em microscópio utilizando aumento de 100X para a caracterização da estrutura dos flocos e empregando a técnica de visualização simples, com aumento de 400X para identificação de predominância de microrganismos.

Para a microscopia eletrônica de varredura (MEV), as análises foram realizadas em 29/10/2018 e 20/03/2019, no Centro de microscopia eletrônica (CME) da UFPR com o equipamento TESCAN VEGA3 LMU que também possui resolução de 3 nm possibilitando uma ampliação de até 300.000 vezes, conforme apresenta a FIGURA 25. As amostras foram preparadas um dia antes das análises com a adição de um fixador ao lodo. Na sequência as

amostras foram secadas em uma câmara de vácuo e submetida à metalização com ouro por aproximadamente 90 segundos.

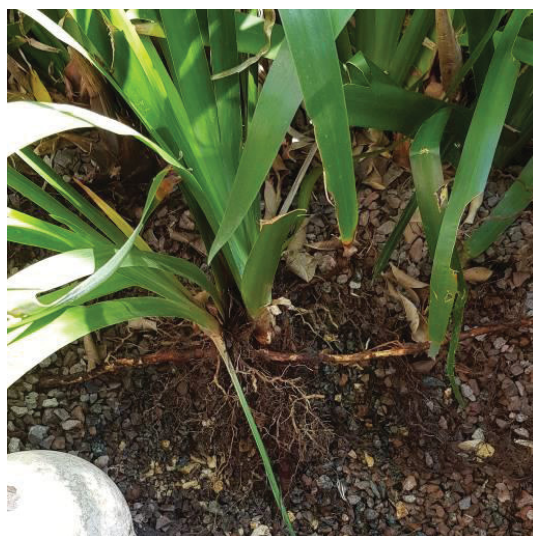
FIGURA 25 – EQUIPAMENTO UTILIZADO PARA AS ANÁLISES DE MEV EM LODO DO RBS



FONTE: A autora (2018).

Para avaliação da organização estrutural da raiz e das folhas das plantas ornamentais utilizadas nos WC, em 27/08/2018 foram coletados os três tipos de plantas: Iris (*pseudacorus*), Papiro (*Cyperus papyrus*) e Fórmio (*Phormium tenax*), que compõem os WC do sistema de tratamento, conforme apresentado na FIGURA 26. Para o transporte até o Laboratório – BIOSAN, as plantas foram armazenadas em sacos de plástico pretos. As análises foram realizadas no dia da coleta com o auxílio da Prof. Dra. Débora Cristina de Souza, do Departamento de Biodiversidade e Conservação da UTFPR de Campo Mourão, utilizando microscópio óptico e manual da marca Olympus modelo CX₄₀ ®.

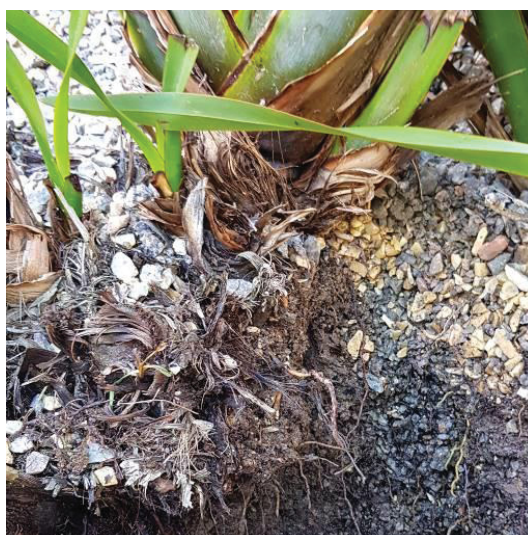
FIGURA 26 – COLETAS DAS PLANTAS ORNAMENTAIS QUE COMPÕEM O SISTEMA DE WETLANDS CONTRUIDO IMPLANTADO AO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO



Iris (pseudacorus)



Papirus (Cyperus papyrus)



Fórmio (Phormium tenax)

FONTE: A autora (2018).

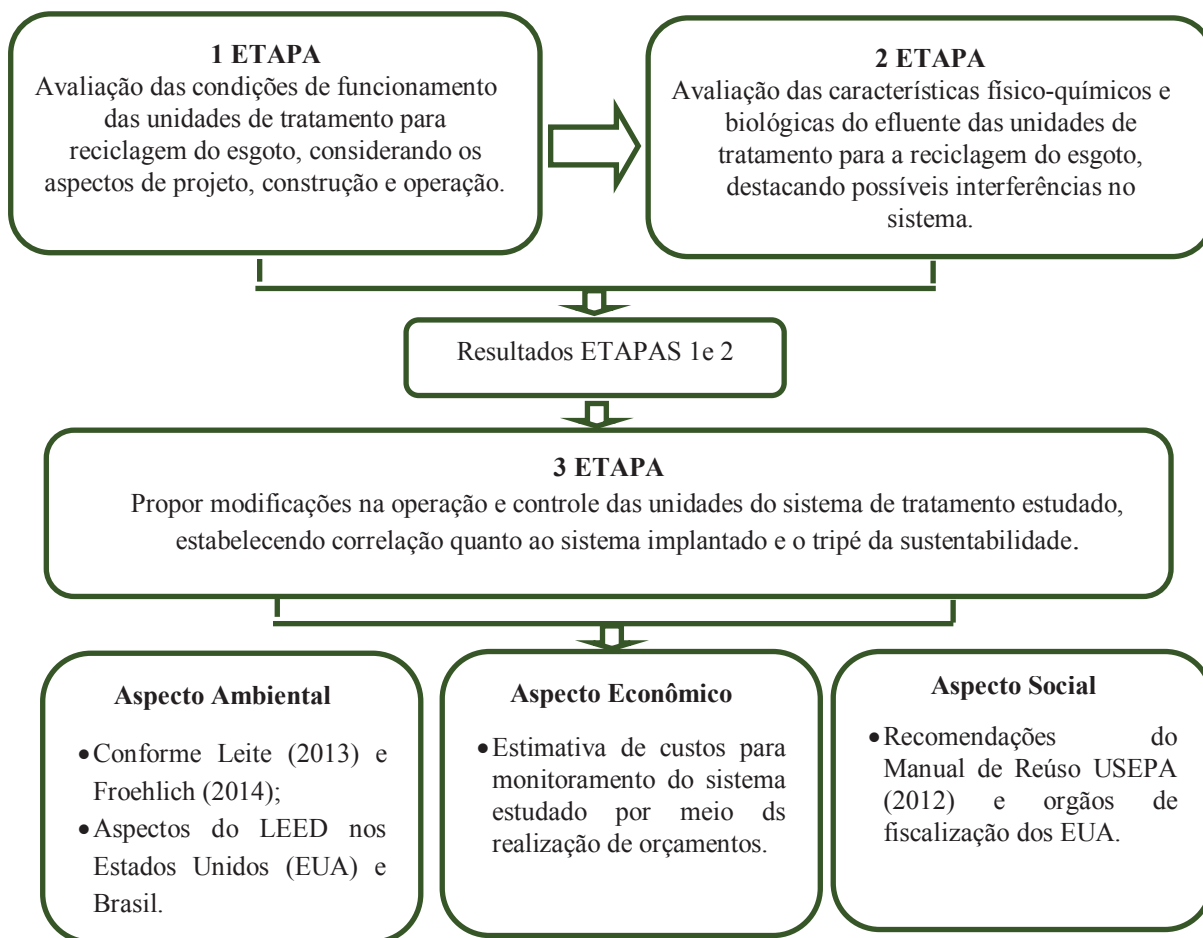
Amostras de folhas e raízes das plantas foram lavadas em água destilada, sem detergente e colocadas para secar sobre papel absorvente. Após secas, as folhas e raízes foram separadas e, em seguida, foram seccionadas à mão livre com o auxílio de uma lâmina de bisturi, em fatias finíssimas. A confecção dos laminários foi realizada conforme a metodologia proposta por Ferder e O'Brien (1968). As fatias finíssimas de raízes e folhas foram colocadas no centro da lâmina de vidro, por cima com o auxílio de um conta-gotas, e foi adicionada uma gota de água destilada e por cima desta foi colocada a laminula de vidro. Sequencialmente as lâminas foram observadas em microscópio utilizando aumento de 100

vezes e 200 vezes para a análise da organização estrutural da raiz e folhas. Em algumas amostras, por apresentarem estruturas transparentes, foi adicionada 1,0 gota de corante Fucsina, para permitir a visualização dos tecidos e células.

3.1.3. Proposta de modificações na operação e controle das unidades do sistema de tratamento estudado, estabelecendo correlação quanto ao sistema implantado e o tripé da sustentabilidade.

A elaboração das propostas de alterações na operação e controle das unidades que compõem o sistema de tratamento foram realizadas de acordo com os resultados obtidos nas etapas 1 e 2 e por meio da correlação quanto ao sistema implantado e o tripé da sustentabilidade, ou seja, os aspectos ambientais, econômicos e sociais, conforme apresentado na FIGURA 27.

FIGURA 27 – FLUXOGRAMA DE PROPOSTA DE MODIFICAÇÕES NA OPERAÇÃO E CONTROLE DAS UNIDADES DE TRATAMENTO



FONTE: A autora (2019).

No Aspecto Ambiental, foram observadas as recomendações descritas por Froehlich (2014) e o estudo relacionado a certificação LEED realizado por Leite (2013), destacando os principais aspectos quanto a regulamentação e fiscalização dos sistemas de tratamento implantados em empreendimentos com LEED no país de origem da certificadora - EUA e a prática, regulamentações e fiscalização do reúso e/ou reciclagem de esgotos no Brasil.

No tocante ao aspecto econômico, destaca-se que o monitoramento necessário para o sistema de tratamento implantado incorre em custos e para estimar os custos médios associados ao monitoramento do sistema de tratamento estudado, foi realizado três (3) orçamentos em empresas que comercializam o serviço de análises laboratoriais físico-químicas. Para a MEV foram adotados valores de taxa de serviço cobrados pelo programa de multiusuário do Departamento de Química – USP. Referente aos custos associado ao tratamento biológico e POA, foi adotada a estimativa média conforme estudo realizado por Marcelino (2014), para as etapas de tratamento com processos biológicos associados a tratamento de ozonização e peróxido de hidrogênio - O_3/H_2O_2 . A estimativa de custo de mão de obra de operador especializado para o monitoramento do sistema de tratamento foi realizada com base em contrato mensal firmado com empresa prestadora de serviço, tendo como base no salário mínimo nacional.

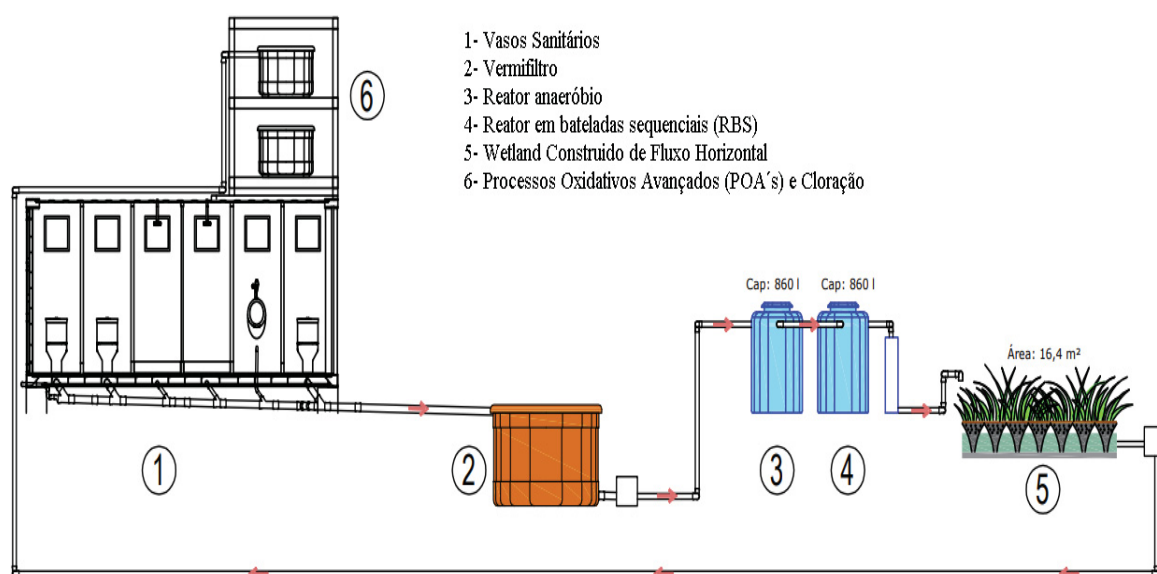
No contexto social, foram observadas as recomendações descritas no Manual de Reúso de Água apresentado pela USEPA (2012) e órgãos de fiscalização de Meio Ambiente nos Estados Unidos (EUA).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM DO ESGOTO, CONSIDERANDO OS ASPECTOS DE PROJETO, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO.

O Sistema é composto por vermifiltro seguido de tanque de armazenamento (TA) e reator em bateladas sequenciais - RBS, *wetlands* construído de fluxo subsuperficial horizontal (WC), filtro de carvão seguido por processos oxidativos avançados (POA's) e cloração. O sistema de tratamento funciona em um ciclo fechado, pois o objetivo é a reciclagem de todo o esgoto sanitário gerado para a alimentação das caixas acopladas dos vasos sanitários, conforme apresentado esquematicamente na FIGURA 28. Não há outro uso deste efluente tratado.

FIGURA 28 – DESENHO ESQUEMÁTICO DA SEQUÊNCIA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DO SISTEMA ESTUDADO



FONTE: A autora (2018).

4.1.1. Vermifiltro

Na primeira etapa do tratamento o efluente proveniente das descargas dos vasos sanitários, pias e chuveiros são lançados por gravidade na parte superior do vermifiltro, indicado na FIGURA 28 como (2). A configuração do vermifiltro implantado ao sistema

O vermifiltro implantado ao sistema estudado é enterrado no solo e, conforme o fabricante, é composto por uma única câmara com capacidade para 300 litros, na qual estão dispostas quatro camadas de mantas de fibras PET espaçadas em 5 cm cada. Acima da última camada de manta PET são colocados solo com a presença de microrganismos e minhocas do tipo californianas, conforme apresentado na FIGURA 30.



FONTE: A autora (2018).

Ainda segundo o fabricante, as camadas presentes no vermifiltro são responsáveis por separar a fração sólida e líquida presente no efluente, de forma que o material orgânico fique retido e seja digerido pelas minhocas e microrganismos, enquanto a fração líquida é direcionada para parte inferior da câmara, onde há um piso elevado com capacidade de armazenamento de 250 litros (ECOTELHADO,2018). No compartimento inferior do vermifiltro, onde a fração líquida fica armazenada, há uma boia que identifica quando o reservatório atinge a capacidade de 250 litros, acionando a bomba submersa que recalca o volume para a próxima etapa do tratamento, o tanque de Armazenamento (TA) seguido de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS).

Durante a pesquisa, não foram encontrados na literatura vermifiltros com a configuração similar ao implantado no sistema de tratamento. Sendo o único estudo similar, com a utilização de fibra PET, como meio suporte descrito, realizado por Freire e colaboradores (2017), na composição de um filtro biológico anaeróbico em batelada sequencial, escala de bancada. Entretanto, a configuração do meio suporte era em forma de fios de garrafas PET em arranjo de novelos. No estudo, Freire et al. (2017) concluíram que o material favorece a sedimentação, por eventual degradação ocasionada pela biomassa aderida

ao meio suporte. Outro aspecto relevante em relação ao vermifiltro está na falta de normatização sobre o tema, o sistema não é citado em normas e regulamentações, o que dificulta um comparativo do sistema implantado considerando os aspectos de operação estabelecidos por normas e literaturas específicas.

Relevante citar que, devido a impossibilidade de acesso ao vermifiltro, uma vez que o sistema é enterrado no solo e sem possibilidade de abertura, não foi possível, durante a realização da pesquisa, observar o interior do vermifiltro, caracterizar a situação atual das camadas de manta de Fibra PET, microrganismos e minhocas atuantes no sistema.

4.1.2. Tanque de Armazenamento – TA

O tanque de armazenamento e o reator em bateladas sequenciais (RBS), indicados como (3) e (4) na FIGURA 28, foram introduzidos ao processo em março/2018, substituindo um sistema de reatores anaeróbio (fossa séptica e filtro), conforme FIGURA 31.

FIGURA 31 – SISTEMA DE TRATAMENTO EM FEVEREIRO/2018 E NOVO IMPLANTADO EM MARÇO/2018



Sistema implantado até fevereiro/2018



Sistema implantado a partir de março/2018.

FONTE: A autora (2018).

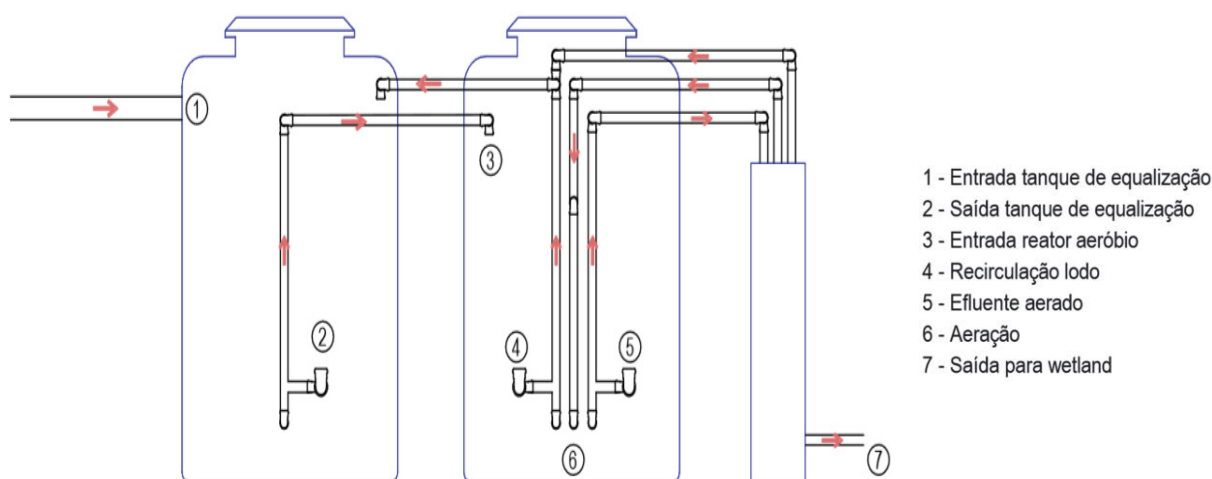
O tanque de armazenamento (TA) tem formato cilíndrico e capacidade total de 860 L, com função de armazenamento e equalização do esgoto (regularização de vazão e concentração) que vem do vermifiltro, segundo informações do operador do sistema. O tempo de armazenamento e equalização é de aproximadamente 6 horas (tempo de ciclo do RBS),

recebendo aproximadamente 250 L de cada vez, capacidade máxima de armazenamento da caixa coletora após o vermifiltro. Também no TA está previsto o descarte do lodo excedente do reator aeróbio.

4.1.3. Reator em Bateladas Sequenciais – RBS

De modo similar ao TA, o Reator em Bateladas Sequenciais - RBS tem formato cilíndrico e capacidade para 860 litros, e segundo o fabricante é constituído conforme apresentado esquematicamente na FIGURA 32.

FIGURA 32 – FUNCIONAMENTO ESQUEMÁTICO DO RBS DO SISTEMA ESTUDADO



FONTE: A autora (2018).

O tempo total de ciclo no RBS é de 6 horas, operado em quatro ciclos diários, sendo o tempo da fase de: enchimento de 0,13 horas, aeração de 4,17 horas, sedimentação de 1,55 horas, descarga de 0,13 horas e descarte de lodo em excesso de 0,02 horas, tempos bem diferentes do que recomenda Metcalf e Eddy (2016), que indicam que os tempos de fases ideais para RBS com ciclo de 6 horas, deveriam ser de: enchimento de 3 horas; aeração de 2 horas; sedimentação de 0,5 horas; descarga do sobrenadante de 0,5 horas.

No QUADRO 31 está apresentado um comparativo entre as características de operação prevista para o sistema quando foi implantado e as observações in loco durante as visitas técnicas.

QUADRO 31 – COMPARATIVO DAS CARACTERÍSTICA PREVISTA DE OPERAÇÃO E SITUAÇÃO ATUAL OBSERVADA DO FUNCIONAMENTO DO RBS

CARACTERÍSTICA	PREVISÃO DE OPERAÇÃO	SITUAÇÃO ATUAL OBSERVADA
Função no Sistema de Tratamento	Tratamento Aeróbio por meio de microbolhas introduzidas por difusores posicionados no fundo do reator.	Sistema tem a injeção de ar, mas ainda não há evidência de partida do sistema.
Fase de enchimento	Duração de 8 minutos para o volume de 250 L, nessa fase não há aeração no sistema.	O Sistema está realizando essa fase conforme descrito.
Fase de Aeração	Sistema de aeração é acionado tempo desse processo é de 4,17 horas.	Será preciso avaliar esta condição de funcionamento, por meio da relação Alimento/Microrganismos (A/M)
Fase de Sedimentação	Os difusores são desligados e inicia-se a sedimentação, esse processo tem duração total de 1,55 horas.	Por se tratar de sistema recente é preciso avaliar a quantidade e a qualidade do Lodo, ou seja, sedimentabilidade do lodo.
Fase de Descarga	Fase dura 8 minutos, o efluente tratado fica na parte superior do reator e o lodo biologicamente ativo se deposita no fundo do reator. O efluente tratado é enviado por sistema de elevação hidráulica (<i>Airift</i>) para a próxima etapa do tratamento.	Será necessário avaliar se o este tempo está adequado para a operação atual do sistema. Uma vez que, o efluente tratado na descarga do RBS, apresenta turbidez incompatível com sistema de tratamento aeróbio.
Fase de descarte de Lodo em Excesso	Tempo de duração de 1 minuto. O sistema só realiza descarte de lodo após atingir o limite mínimo de armazenamento de 200 mg/L de lodo biológico.	O sistema não atingiu o mínimo de 200 mg/L de lodo biológico, desse modo não há descarte de lodo para o tanque de armazenamento. O tempo de duração observado é de 30 segundos.

FONTE: A autora (2018).

Quanto ao dimensionamento do volume do tanque, também não foram seguidos os parâmetros de projeto recomendados pela NBR 13.696/1997, que atribui dois critérios de dimensionamento: pelo volume igual a duas vezes a vazão diária e pela contribuição diária de esgoto por ocupante.

O QUADRO 32 apresenta uma comparação entre os volumes adotados na configuração atual e os volumes calculados considerando os parâmetros recomendados pela NBR 13.696/1997.

QUADRO 32 – COMPARAÇÃO ENTRE OS VOLUMES NO TANQUE DO RBS ADOTADO E OS VOLUMES EM FUNÇÃO DOS PARÂMETROS CONFORME NBR 13.696/1997 CONSIDERANDO OS DOIS MÉTODOS DE DIMENSIONAMENTO.

VOLUMES	UN	CONFIGURAÇÃO DO RBS ATUAL	VOLUMES NECESSÁRIO NBR 13.696/97		
			VOLUME IGUAL A DUAS VEZES A VAZÃO DIÁRIA	CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA DE ESGOTO POR OCUPANTE	
				14 OCUPANTES	20 OCUPANTES
Volume útil total do reator, incluindo o volume correspondente ao lodo	L	860	2000	1.400	2000
Volume de armazenamento do lodo	L	300	1000	NC	NC
Altura mínima de armazenamento do lodo	m	Não previsto	1,5	1,5	1,5
Altura sobressalente	m	0,5	0,5	0,5	0,5

NC – Nada consta

FONTE: A autora (2018).

Considerando os volumes determinados em função dos parâmetros estabelecidos pela NBR 13.696/97, o volume útil necessário para o RBS seria de 2000 L, independente do critério adotado para o dimensionamento. Entretanto, quando se utilizou o critério da vazão, pode-se verificar também que o volume de armazenamento do lodo é inferior ao recomendado, indicando que o sistema está subdimensionado. Ou seja, para atender os critérios de norma, seria necessário aumentar o volume do tanque ou implantar um tanque de igual volume operando em paralelo.

Porém, torna-se relevante destacar que a NBR 13.969/97 direciona as recomendações para sistemas LAB, com apenas um ciclo de tratamento diário e com tempo de aeração de 20 horas por dia. Além disso, é preciso considerar que embora a NBR destaque a necessidade de manutenção regular dos reatores, o documento apresenta poucas informações sobre a operação do sistema. Destaca-se, também, que a eficiência em sistema de tratamento biológico está diretamente atrelada aos microrganismos presentes e que podem sofrer interferência da operação do sistema, sendo então um fator determinante no sucesso do tratamento.

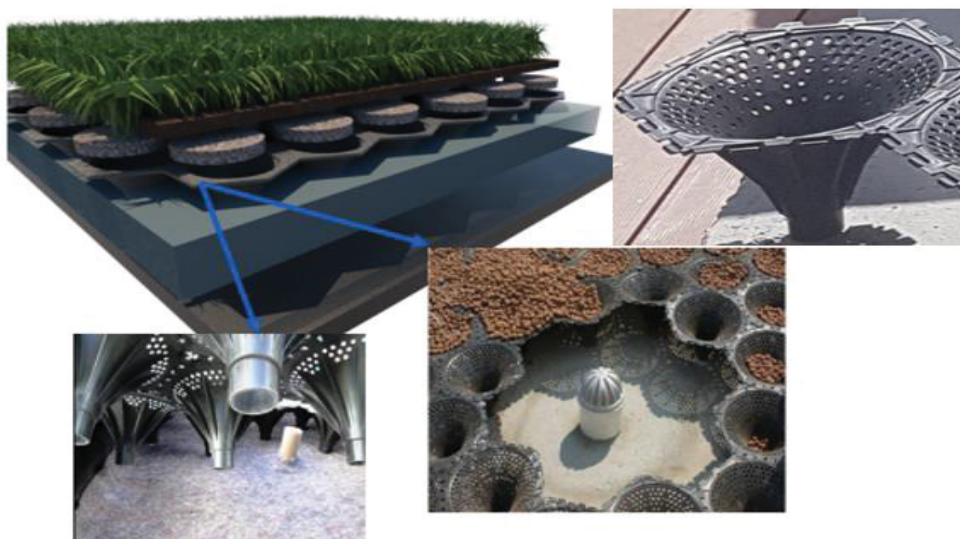
4.1.4. *Wetland* Construído Horizontal de Fluxo Subsuperficial.

Após o RBS o efluente é encaminhado para um sistema de *wetlands* construído de fluxo horizontal em série, com área total de 16,4 m² e profundidade média útil de 17 cm, utilizando três espécies distintas de plantas ornamentais: *Cyperus papyrus* (Papiro), *Iris sibirica* (Iris) e *Phormium tenax* (Fórmio). Na construção dos *wetlands* o solo foi revestido com uma manta de PEAD para impermeabilização, evitando a infiltração e contaminação do solo e lençol freático.

O sistema de *wetland* é diferenciado, uma vez que as plantas são plantadas em um “ecodreno”, uma estrutura em formato de cone, feita de plástico reciclado muito resistente à sobre carga. Os cones são intertravados entre si formando um piso elevado, o qual apresenta a capacidade de reter 200 L/m² de água em seu interior (ECOTELHADO, 2018). Após a montagem do piso elevado, os cones são preenchidos internamente com argila expandida e sobre essa montagem foi adicionada uma membrana de retenção de nutrientes, por sobre a qual estão plantadas as plantas ornamentais. No sistema o líquido escoar abaixo da camada de argila, não sendo, portanto, utilizada como camada filtrante.

Os ecodrenos foram projetados para compor sistemas de aproveitamento de água de chuva e foram adaptados neste sistema, objeto de estudo. A FIGURA 33 apresenta um esquema do sistema implantado, incluindo os ecodrenos, adaptados a este sistema de tratamento com *wetlands*, pois foram projetados para compor sistemas de captação de água de chuva em telhados verdes ou sistemas de cisternas de drenagem de águas pluviais.

FIGURA 33 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS *WETLANDS* COM OS ECODRENOS



FONTE: A autora (2018).

Os *wetlands* possuem uma alimentação (recebimento do esgoto do RBS) e descarga (saída dos *wetlands* para os Processos oxidativos avançados) diferenciada. O RBS envia quatro ciclos diários de 250 L cada, totalizando um volume diário de 1000 L, porém, o efluente das *wetlands* só sai do sistema quando há demanda, ou seja, quando os reservatórios de água de reciclagem estão com nível mínimo para o abastecimento dos vasos sanitários, conforme apresentado na FIGURA 34.

FIGURA 34 – FORMA DE ALIMENTAÇÃO E DESCARGA DO SISTEMA DE *WETLANDS*

(3) Saída *wetland* por demanda – quando os reservatórios de água de reciclagem estão com nível mínimo para o abastecimento dos vasos sanitários

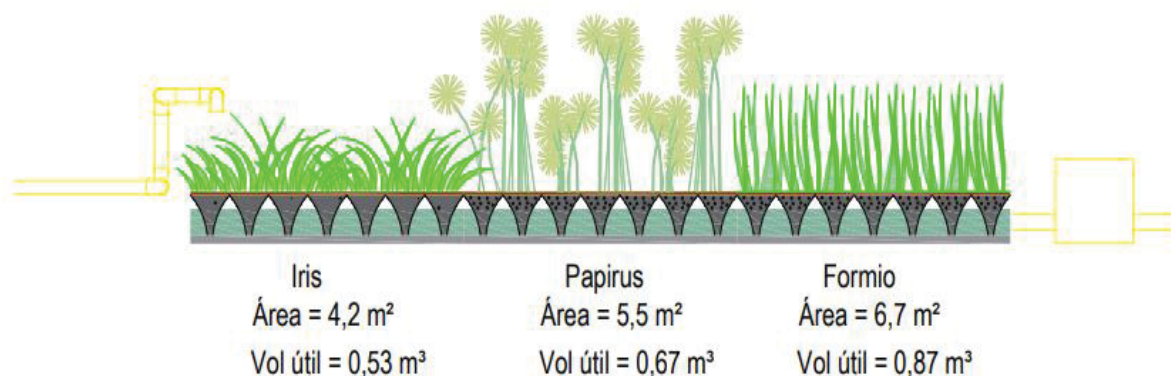


FONTE: A autora (2018).

Neste trabalho, foram determinadas as áreas e volumes úteis de cada *wetland*, divididos em função do tipo de vegetação plantada no sistema (Iris, Papiro e Formio). Em todos os sistemas foram desconsiderados o volume correspondente ao espaço ocupado pelos cilindros dos cones.

A *wetland* com Iris tem uma área de 4,2 m² e um volume útil de 0,53 m³; a segunda *wetland* com Papiro tem uma área de 5,5 m² e volume útil de 0,67 m³ e a última *wetland* constituída com Formio tem área de 6,7 m² e volume útil de 0,87 m³, conforme representação esquemática apresentada na FIGURA 35.

FIGURA 35 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS VOLUMES ÚTEIS DE CADA *WETLANDS*



FONTE: A autora (2018).

4.1.5. Processos Oxidativos Avançados (POA)

Após passar pelos *wetlands* construídos e objetivando um efluente desinfectado, clarificado e em condições que possibilite o reúso para fins não potáveis, o efluente segue para a última etapa do tratamento, que é um filtro de polipropileno e carvão ativado de 5 micras e seguido por processo oxidativo avançado - POA. Sendo esse último realizado com a combinação de peróxido de hidrogênio H_2O_2 , ozônio O_3 e irradiação UV. Por meio de uma bomba dosadora acoplada ao compartimento contendo H_2O_2 , o sistema quando acionado, introduz 500 mL de H_2O_2 para a caixa de água com capacidade para 500 L. Da mesma forma um compressor introduz ar, ativando o gerador de ozônio O_3 , esse então é enviado para a mesma caixa de água em conjunto com o H_2O_2 . Combinado a esse sistema uma lâmpada UV de 39 W de potência e comprimento de onda de 184 nm é acionada, introduzindo irradiação ao sistema. Destaca-se também que, dependendo da qualidade visual do efluente tratado, há introdução de cloro cuja concentração é aleatória.

4.2. AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICAS DO EFLUENTE DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA A RECICLAGEM DO ESGOTO, DESTACANDO POSSÍVEIS INTERFERÊNCIAS NO SISTEMA.

Para avaliar o funcionamento das unidades que compõem o sistema de tratamento foi realizada uma caracterização da água reciclada, ou seja, a água utilizada para abastecer as descargas das bacias sanitárias, e análise físico-química e biológica dos efluentes das unidades que compõem o sistema de tratamento de esgoto em ciclo fechado, com reciclagem do esgoto.

A avaliação das características físico – químicas e biológicas do efluente das unidades de tratamento foi dividida conforme apresentado na FIGURA 20, página 98.

4.2.1. Fase 1 – Avaliação físico – químico e biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema de reciclagem de água.

- Avaliação física – química do efluente com POA (Características da água reciclada)

Os resultados dos valores e concentrações médias dos diferentes parâmetros físico-químico da água de reciclagem, após passar pelo POA formado por $H_2O_2/O_3/UV$ e que abastecem as descargas das bacias sanitárias, estão apresentados na TABELA 6.

TABELA 6 – PARÂMETROS FÍSICOS – QUÍMICOS DA ÁGUA DE RECICLAGEM (COM POA) OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS

PARÂMETRO	UN	CARACTERÍSTICA DA ÁGUA RECICLADA COM POA	PARÂMETRO	UN	CARACTERÍSTICA DA ÁGUA RECICLADA COM POA
Temperatura	°C	$21,5 \pm 4,4$	Nitrito	mg/L	$0,05 \pm 0,05$
pH	-	$3,0 \pm 1,27$	Nitrogênio Orgânico	mg/L	$21,10 \pm 5,0$
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ /L	0,0	Nitrogênio Total	mg/L	$159,1 \pm 25,4$
AGV	mg HAc/L	0,0	Turbidez	NTU	$3,0 \pm 1,89$
AB	CaCO ₃ /L	0,0	ST	mg/L	1.779 ± 698
AAV	mgCaCO ₃ /L	0,0	STV	mg/L	769 ± 245
COD	mg/L	$61,7 \pm 40,7$	STF	mg/L	1010 ± 491
DBO ₅	mg/L	$1 \pm 1,44$	SST	mg/L	$8,0 \pm 3,7$
DQO	mg/L	1.464 ± 2.394	SSV	mg/L	$3,0 \pm 3,3$
Fósforo total	mg/L	$27,0 \pm 13,0$	SSF	mg/L	$5,0 \pm 1,2$
Ortofosfato	mg/L	$13,0 \pm 4,3$	SDT	mg/L	$1.771 \pm 697,10$
N Amoniacal	mg/L	$49,3 \pm 38,0$	SDV	mg/L	$766 \pm 245,8$
Nitrato	mg/L	$89,7 \pm 68,6$	SDF	mg/L	$1.005 \pm 489,2$

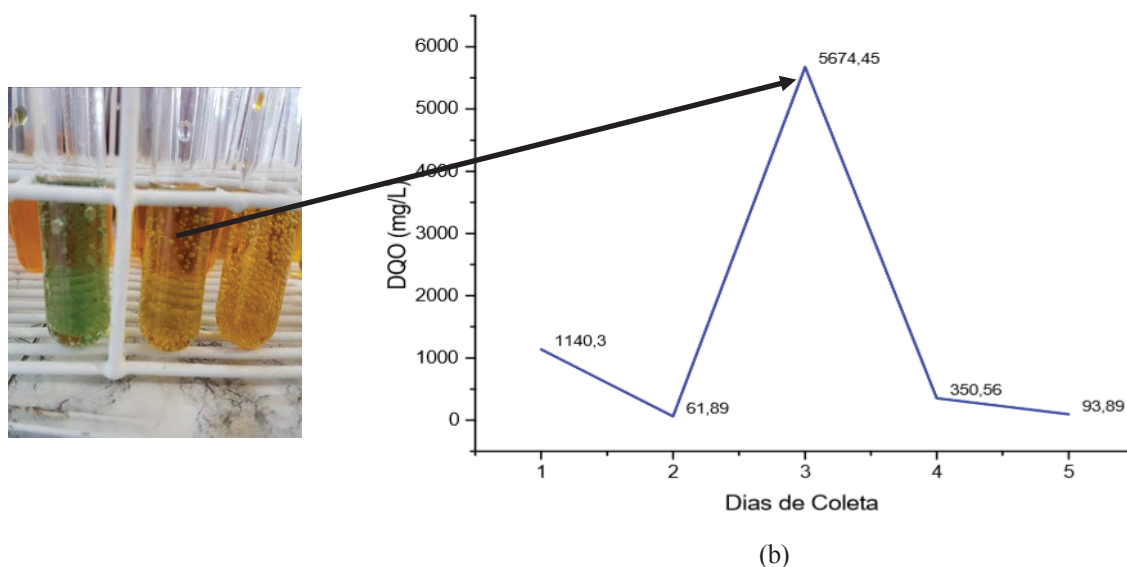
FONTE: A autora (2019).

Nesta condição de operação, a água reciclada apresentou valores médios de pH ($3,0 \pm 1,27$), ou seja, acidificada e ausência total de alcalinidade, indicando um excesso de produto principalmente peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Segundo Gameiro et al. (2012), o efluente do tratamento por POA formado por $H_2O_2/O_3/UV$ pode apresentar características ácidas, em função de residual de hidrogênio presente no meio e, quando dosagem excessiva de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) são adicionados, ocorre a formação de ácidos como, por exemplo, ácido acético, propiônico e butírico (comum na etapa de acidogênese da digestão anaeróbia).

Para Gogate e Pandit (2004), o pH do efluente é um parâmetro que deve controlado, valores na faixa de 2,5 e 3,5 resultam em maior eficiência de degradação para a combinação da fotólise UV/ H_2O_2 . Entretanto, o pH interfere também no tratamento com o gás ozônio (O_3), sendo que, em meio básico ($pH > 7$) a eficiência do tratamento apresenta resultados satisfatórios (BIJAN E MOHSENI, 2007; ASSALIN et al., 2006; MAHMOUD e FREIRE, 2007; GOI et al., 2009). Assim, por apresentarem melhores resultados em valores de pH diferenciados, UV/ H_2O_2 em pH ácido (2,5 a 3,5) e O_3 em pH básico ($pH > 7$), a combinação de POA por meio de UV/ H_2O_2/O_3 exige monitoramento constante. Ou seja, embora o processo utilizando UV/ H_2O_2/O_3 seja relativamente de fácil manuseio e operação, o processo precisa de monitoramento constante, uma vez que o pH e a concentração de H_2O_2 interferem diretamente na eficiência do tratamento (NAGEL-HASSEMER, 2012).

Cabe destacar ainda que as legislações mais atuais no Brasil, que descrevem padrões de qualidade de águas para reúso, a Resolução SES/SMA/SSRH nº 01 /2017 do Estado de São Paulo e a Lei nº 2856/2011 da Prefeitura de Niterói- RJ, citam valores de pH entre 6 a 9, ou seja, mais próximo da neutralidade. De modo similar, o manual de reúso da água, apresentado pela USEPA (2012), adotam valores de pH para água de reúso entre 6 a 9.

A dosagem de H_2O_2 em excesso também foi observado nos resultados das análises de COD e DQO e da água de reciclagem (após o POA), sendo as médias obtidas de ($61,7 \pm 40,7$) mg/L e (1.464 ± 2.394) mg/L, respectivamente. Referente às concentrações de DQO, durante a realização das análises laboratoriais, quando da adição da solução catalítica o ponto de amostragem de água de reciclagem, ou seja, após a aplicação dos POA, apresentaram a presença de microbolhas, conforme apresentado na FIGURA 36 (a). Nas análises realizadas no dia 3 (25/04/2018), o valor médio obtido para DQO foi de 5.674 mg/L, indicando um possível excesso na adição de H_2O_2 , conforme apresentado na FIGURA 36 (b).

FIGURA 36 – INTERFERÊNCIA DE POSSÍVEL RESIDUAL DE H_2O_2 EM DQO DAS AMOSTRAS

(a) Presença de microbolhas quando da adição da solução catalítica o ponto de amostragem de água de reciclagem e (b) gráfico com concentrações de DQO obtidas nas análises laboratoriais de amostras de água de reciclagem (POA).

FONTE: Autor (2018)

Segundo Giroletti (2017), o acréscimo da absorbância está diretamente relacionado com o residual do H_2O_2 presente nas amostras. O autor cita que para concentrações iniciais de 15, 20 e 30 mg/L de H_2O_2 não foram observados aumento da absorbância, porém relata um residual em concentrações de H_2O_2 acima de 50 mg/L, causando acréscimo na DQO. Tal fato corrobora com a informação do operador do sistema de injeção de valores entre 50 a 60 mg/L de H_2O_2 .

Nesse contexto, torna-se relevante observar o que cita Momenti (2006) que, embora a adição de peróxido em processos combinando H_2O_2 e ozônio O_3 aumente a transferência do ozônio da fase gasosa para a fase líquida um excesso de peróxido de hidrogênio também pode limitar a formação de hidroxila e reduzir a eficiência do processo, havendo então, uma dosagem ótima de aplicação do H_2O_2 para que ocorra a eficiência do tratamento. Para o autor, embora os processos oxidativos avançados (POA) combinando H_2O_2 e ozônio O_3 apresentem viabilidade econômica, os subprodutos das reações precisam ser mais bem estudados.

Contudo, a análise de DBO não apresentou indicativo de interferência, com concentração média de DBO de $(0,83 \pm 1,44)$ mg/L, indicando a ausência quase que total de matéria orgânica. Nota-se que os valores, em termos de DBO na água de reciclagem, atendem aos padrões citados nas legislações mais atuais no Brasil, uma vez que a Resolução SES/SMA/SSRH nº 01 /2017 do Estado de São Paulo, a qual adota padrões conforme a

USEPA (2012), cita valores menores que (10 mg/L) para padrões de qualidade de água de reúso. Outros países, como Austrália e Alemanha, adotam padrões menos restritivos de valores de DBO (20 mg/L), como padrão de qualidade de reúso em descargas de vasos sanitários.

Destaca-se que não há um padrão de dosagem dos oxidantes utilizados no POA pelos operadores, sendo que a dosagem é definida (visualmente) em função da cor e turbidez da água de reciclagem. Caso a cor não atenda um padrão esteticamente aceitável pelos usuários é feita maior dosagem até obter a cor. Outro fator importante é que a água de reciclagem ainda passa por uma desinfecção com cloro, que também atua na diminuição da cor, porém, ainda, não há na literatura estudos que demonstre as reações que ocorrem com o excedente ou subprodutos do POA com a aplicação do cloro.

A TABELA 7 apresenta os valores obtidos por meio das análises laboratoriais na água de reciclagem (após o POA), para os parâmetros de DQO, COD e DBO, indicando que houve interferências dos subprodutos do POA nas análises de DQO.

TABELA 7 – CONCENTRAÇÕES DE DQO E DBO DA ÁGUA DE RECICLAGEM COM POA OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS

DIAS DE COLETAS	DATAS DE COLETAS	UN	DQO	DBO	COD
1	05/03/2018	mg/L	1.140	0,0	S/A
2	11/04/2018	mg/L	62,0	0,0	S/A
3	25/04/2018	mg/L	5.675	2,5	18,0
4	06/06/2018	mg/L	351,0	S/A	99,0
5	27/06/2018	mg/L	94,0	S/A	68,0
Média			1.464	0,83	61,7
Desvio Padrão			2.394	1,44	40,7

S/A- Sem análise do parâmetro

FONTE: A autora (2018).

Uma possível dosagem excessiva de H_2O_2 foi observada nas concentrações de DQO nas análises laboratoriais realizadas em 05/03 e 25/04/2018, com valores de (1.140) mg/L e (5.675) mg/L, respectivamente. Indicando que a reação utilizando H_2O_2 é favorecida até certo ponto e, na medida em que se aumenta a concentração de H_2O_2 , este agente pode passar a atuar como sequestrador de radicais hidroxilas ocorrendo, conseqüentemente, a redução nas taxas de oxidação, afetando de forma negativa a eficiência no tratamento (CATALKAYA e KARGI, 2007; GENENA, 2009; NOGUEIRA, 2010; TAREK et al., 2011).

Embora os processos oxidativos avançados sejam descritos como um processo de degradação de compostos e não apenas de transferência de fase, não gerando sólidos como ocorre em outros tratamentos, nota-se no sistema estudado a presença de turbidez de $(3 \pm 1,89)$ NTU e sólidos suspensos totais $(8 \pm 3,7)$ mg/L e um aumento da concentração de sólidos totais $(1.779 \pm 697,9)$ mg/L, quando em comparação ao afluente $(1.103 \pm 529,9)$ mg/L. Tal fato possivelmente está relacionado com a mineralização parcial de matéria orgânica e ao residual de H_2O_2 presente no sistema de tratamento. Referentes aos padrões de qualidade da água de reúso, tanto a Resolução SES/SMA/SSRH nº 01 /2017 do Estado de São Paulo, quanto a USEPA (2012) e a Alemanha citam nos padrões de qualidade da água de reúso, valores de turbidez inferiores a 2 NTU. Já a Lei nº 2856/2011 da prefeitura de Niterói-RJ, assim com a Austrália, Califórnia e Washington, adotam valores de turbidez de até 5 NTU, menos restritiva a NBR 13.969/1997 cujos valores de turbidez são inferiores a 10 NTU para o reúso, todavia, diferentemente das legislações internacionais, a NBR não informa dentre as categorias de reúso, padrões para reúso de esgoto sanitário em descargas bacias sanitárias.

Analisando os valores para sólidos suspensos totais de $(8 \pm 3,7)$ mg/L, obtidos para a água de reciclagem do sistema implantado, observa-se que o valor atende as especificações, quando comparado aos valores padrões de qualidade da água de reúso, especialmente no tocante a utilização dessa em descargas de bacias sanitárias, como adotam países, tais como, Alemanha e o Estado de Washington (EUA) de 30 mg/L, Austrália de 10 mg/L. Porém não atende aos padrões da legislação mais restritiva, do Estado da Flórida (EUA) de 5 mg/L. Já as normas nacionais, NBR 13.969/1997, Resolução SES/SMA/SSRH nº 01 /2017 e Lei nº 2856/2011, da Prefeitura de Niterói- RJ não informam valores para sólidos suspensos totais.

Entretanto, observa-se que a maior concentração de sólidos da água de reciclagem se apresentou na forma dissolvida, sendo as concentrações médias de sólidos dissolvidos totais, sólidos dissolvidos voláteis e sólidos dissolvidos fixos foram de $(1.771 \pm 697,10)$ mg/L, $(766 \pm 245,8)$ mg/L e $(1.005 \pm 489,2)$ mg/L, respectivamente, ou seja, parte da matéria orgânica e inorgânica presente na água de reciclagem está dissolvida. Para Giroletti (2017), os sólidos dissolvidos totais representam uma parcela de difícil remoção.

Segundo Silva (2007), embora processos oxidativos avançados (POA) sejam empregados em tratamentos de efluentes altamente tóxicos e com a presença de compostos recalcitrantes, objetivando a remoção desses poluentes, quando o monitoramento dos fatores intervenientes ao processo como pH e a concentração de H_2O_2 são negligenciados, a eficiência do tratamento não é alcançada.

Quanto às formas nitrogenadas, após o tratamento com POA, ou seja, na água reciclada, verifica-se que as concentrações de nitrogênio na forma amoniacal, nitrato e nitrogênio orgânico são bem acima das características comumente observada em esgoto *in natura*. E diferentemente do que cita a literatura, o POA não removeu nitrogênio na forma amoniacal. Segundo Brito et al. (2010), a remoção de amônia ocorre por meio da oxidação direta com a radical hidroxila formando vários compostos nitrogenados, entre eles compostos iônicos como nitrito e nitrato. No entanto, após o tratamento com POA ocorreu uma remoção de nitrito (até por se um componente instável e se oxidam facilmente para a forma de nitrato), de nitrato e nitrogênio total e aumento na concentração de nitrogênio na forma orgânica. Em relação a remoção do nitrato, o afluente apresentava valores médios de $(126 \pm 84,6)$ mg/L e no efluente estes valores foram de $(89,7 \pm 68,6)$ mg/L.

Portanto, a água reciclada que foi usada para abastecer as descargas das bacias sanitárias apresentava altas concentrações de nitrogênio e fósforo, até superiores ao esgoto doméstico bruto. As concentrações médias para a série de Nitrogênio e Fósforo estão apresentadas na TABELA 8.

TABELA 8 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS PARA A SÉRIE DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E ORTOFOSFATO DA ÁGUA DE RECICLAGEM COM POA OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS

PARÂMETRO	UN	CARACTERÍSTICA DA ÁGUA RECICLADA APÓS POA
N Amoniacal	mg/L	$49,3 \pm 38,0$
Nitrato	mg/L	$89,7 \pm 68,6$
Nitrito	mg/L	$0,05 \pm 0,05$
Nitrogênio Orgânico	mg/L	$21,1 \pm 5,0$
Nitrogênio Total	mg/L	$159,1 \pm 25,4$
Fósforo total	mg/L	$27,0 \pm 13,0$
Ortofosfato	mg/L	$13,0 \pm 4,3$

FONTE: A autora (2018).

- Avaliação físico – químico do efluente das unidades biológicas de tratamento que compõem o sistema de reciclagem de água.

Considerando as características da água reciclada, foram avaliadas as concentrações dos diferentes parâmetros físico-químicos no efluente das demais unidades que compõem o

sistema de tratamento. Também foram verificadas as concentrações de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo.

a) Temperatura, pH, alcalinidade e ácidos

Os valores e concentrações médios obtidos nos ensaios físico químicos, estão apresentados na TABELA 9. Destaca-se que a água de reciclagem apresentou ausência total alcalinidade e ácidos.

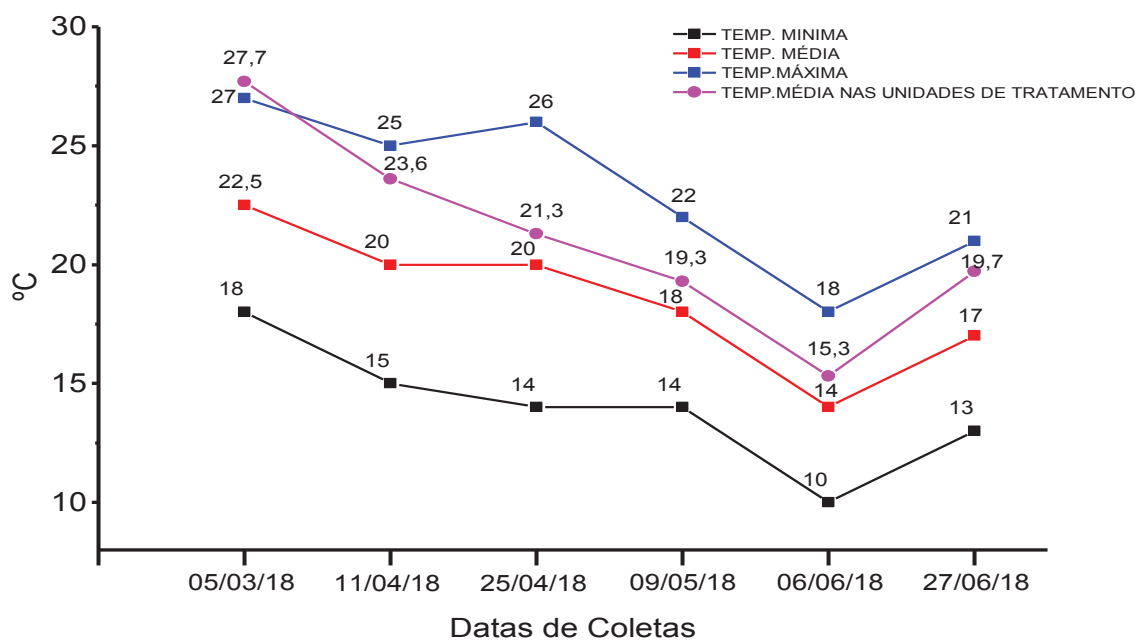
TABELA 9 – VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TEMPERATURA, pH, ALCALINIDADE E ÁCIDOS, NO EFLUENTE COLETADO, OBTIDAS NOS ENSAIOS FÍSICOS – QUÍMICOS

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TANQUE DE ARMAZENAMENTO	RBS	WC
Temperatura	°C	21,30 ± 11,7	21,1 ± 4,3	21,1 ± 4,6	20,8 ± 4,09
pH	-	8,6 ± 4,47	8,6 ± 0,20	5,9 ± 0,45	5,9 ± 0,77
AT	mgCaCO ₃ /L	1.610 ± 430,9	1.306 ± 154,4	74,61 ± 69,1	73,0 ± 65,6
AB	mgCaCO ₃ /L	1.507 ± 422,4	1.229,5 ± 182,5	7,9 ± 12,3	59,7 ± 60,8
AGV	mgHAc/L	205 ± 106,7	153 ± 71,0	133,4 ± 148	26,7 ± 19,0
AAV	mgCaCO ₃ /L	102,4 ± 53,4	76,6 ± 35,5	66,7 ± 74,0	13,3 ± 9,5

*AT- Alcalinidade Total; AB – Alcalinidade a bicarbonatos; AGV – Ácidos Graxos Voláteis; AAV - ácidos voláteis totais.
FONTE: A autora (2019).

Analisando os valores médios de temperatura, os resultados obtidos por meio das análises laboratoriais não indicaram oscilações significativas entre as unidades que compõem o sistema de tratamento, sendo os valores no vermifiltro, tanque de armazenamento, RBS e WC de (21,30 ± 11,7) °C, (21,1 ± 4,3) °C, (21,1 ± 4,6) °C e (20,8 ± 4,09) °C, respectivamente. A temperatura se apresenta como um parâmetro físico muito importante no tratamento biológico, sendo a faixa ideal em que se verifica o maior crescimento, descrita por Jordão; Pessoa (2017), de valores de temperatura entre 25°C e 35°C. Em comparação aos valores apresentados na literatura, observam-se valores inferiores de temperatura nas unidades de tratamento. Entretanto é preciso destacar que, durante o período de coletas de amostras de março a junho/2018, o município de Curitiba apresentou Temperatura média de aproximadamente (18,6 ± 2,95) °C (INMET 2018), conforme apresentados na FIGURA 37.

FIGURA 37 – VALORES MINIMOS, MÉDIOS E MAXIMOS DE TEMPERATURA EM CURITIBA DURANTE AS COLETAS DE AMOSTRAS E TEMPERATURA MÉDIA NAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO



FONTE: Adaptado de Instituto Nacional Meteorologia – INMET (2018).

Quanto ao pH, no efluente do vermifiltro e no tanque de armazenamento, o pH foi de $(8,6 \pm 4,47)$ e $(8,6 \pm 0,2)$, respectivamente, considerando que a água reciclada (saída do POA) apresentou pH médio foi $(3,0 \pm 1,27)$, ou seja, após passar pelo vaso sanitário e, em seguida pelas unidades tratamento, vermifiltro e tanque de armazenamento, ocorreu geração de alcalinidade total e à bicarbonato, indicando que o ácido gerado no POA quando misturado à matéria orgânica *in natura*, foi consumido nestes sistemas, sendo transformado em acetato e contribuindo para a geração de alcalinidade e tamponamento do meio. Este tipo de reação é comum em sistemas anóxicos e/ou anaeróbios. A alcalinidade após o POA era praticamente nula, mas após o vermifiltro foi de $(1.610 \pm 430,9)$ mgCaCO₃/L para alcalinidade total e $(1.507 \pm 422,4)$ mgCaCO₃/L para alcalinidade à bicarbonato, se mantendo também elevada no Tanque de Armazenamento de $(1.306 \pm 154,4)$ mgCaCO₃/L para alcalinidade total e $(1229,5 \pm 182,5)$ mgCaCO₃/L para alcalinidade à bicarbonato.

Quanto à formação de ácidos graxos voláteis – AGV, os valores observados foram de $(205 \pm 106,7)$ mgHAc/L no vermifiltro e $(153 \pm 71,0)$ mgHAc/L no tanque de armazenamento. Foi observado também a presença de ácidos voláteis totais (AAV) na saída do vermifiltro e na saída do tanque de armazenamento, com concentrações de $(102,4 \pm 53,4)$ mgCaCO₃/L e $(76,6 \pm 35,5)$ mgCaCO₃/L, respectivamente.

Segundo Gerardi (2003), em sistemas anaeróbios, as concentrações de AAV devem estar entre 50 a 500 mgCaCO₃/L, para que se mantenham as condições de equilíbrio no sistema, esta condição não é aplicada para em sistemas aeróbios. Esta condição observada no vermifiltro, indica que esta unidade está operada sob condições anaeróbias, ou seja, muito diferente do princípio de funcionamento de um vermifiltro convencional, de acordo com Madrid (2016), atua como filtros biológicos aeróbios, uma vez que as minhocas atuantes no sistema constroem túneis que favorecem a transferência de oxigênio durante a alimentação e, conseqüentemente a aeração das camadas. Importante destacar, que o Vermifiltro que compõe o sistema de tratamento é enterrado no solo e totalmente fechado, sem sistema de respiro, e que tal funcionamento não permite trocas gasosas.

Analisando o RBS e o WC, pode-se observar que, embora o pH médio na entrada do RBS ($8,6 \pm 0,2$) favoreça sistemas biológicos quanto à remoção de matéria orgânica e nutrientes, observou-se que no efluente do RBS o pH diminuiu para valores de ($5,9 \pm 0,45$), mantendo-se na mesma condição na saída do WC com valores de ($5,9 \pm 0,77$).

Também foi observado que houve consumo de alcalinidade total e à bicarbonato no RBS, cujos valores foram de ($74,6 \pm 69,1$) mgCaCO₃/L e ($7,9 \pm 12,3$) mgCaCO₃/L, respectivamente. Já no WC a alcalinidade total manteve-se praticamente constante com concentração no efluente igual a ($73,0 \pm 65,6$) mgCaCO₃/L, entretanto, com geração de alcalinidade à bicarbonato ($59,7 \pm 60,8$) mgCaCO₃/L, o que não foi suficiente para o tamponamento do meio. Esta condição pode estar associada à remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio amoniacal, nitrificação, que consome alcalinidade no sistema. Esta discussão será apresentada na sequência.

Os valores de pH e concentrações de alcalinidade total e ácidos para cada dia de coleta no efluente de cada unidade que compõem o sistema de tratamento estão apresentados no APÊNDICE 1.

b) Turbidez e Série de Sólidos:

A turbidez se caracteriza por uma redução da transparência da água, sendo no esgoto doméstico ocasionada principalmente pela presença de material sólidos. Para Jordão e Pessoa (2017), a turbidez é causada por sólidos em suspensão, que também podem se apresentar na forma dissolvida, podendo ou não ser sedimentável. Sendo comum em estações de tratamento de esgoto, relacionar a turbidez a presença de sólidos suspensos totais.

Quanto à presença de sólidos, embora os efluentes sanitários de origem doméstica, devido à presença de matéria orgânica, apresentem em sua composição, aproximadamente 35

% de sólidos suspensos totais e 65 % de sólidos dissolvidos totais (JORDÃO; PESSOA, 2017). Nas unidades de tratamento os valores de sólidos dissolvidos totais estão acima de 80%, ou seja, mais elevados quando comparados aos dados de literatura.

Os dados das séries de sólidos no efluente das unidades biológicas de tratamento estão apresentados na TABELA 10.

TABELA 10 – VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TURBIDEZ E SÉRIE DE SÓLIDOS DAS UNIDADES DE TRATAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TANQUE DE ARMAZENAMENTO	RBS	WC
Turbidez	NTU	257 ± 85,5	233 ± 80,4	173 ± 209,7	11 ± 10,5
ST	mg/L	2.098 ± 769,2	1.928 ± 786,6	1.879 ± 796,1	1.103 ± 529,9
STV	mg/L	832 ± 251,4	789 ± 353,9	832 ± 491,6	437 ± 211,7
STF	mg/L	1.266 ± 626,10	1.139 ± 439,9	1.046 ± 334,7	665 ± 326,2
SST	mg/L	308 ± 277,3	488 ± 259,0	250 ± 296	21 ± 14,4
SSV	mg/L	101 ± 43,6	349 ± 167,6	217 ± 272,2	15,0 ± 12,7
SSF	mg/L	207 ± 271,7	139 ± 163,5	33 ± 27,1	5,0 ± 5,0
SDT	mg/L	1.790 ± 633,5	1.440 ± 546,8	1.629 ± 789,4	1.082 ± 525,0
SDV	mg/L	731 ± 269,9	440 ± 281,4	615 ± 471,8	422 ± 204,7
SDF	mg/L	1.059 ± 565,9	1.000 ± 312,7	1013 ± 339,7	660 ± 327,10

*ST- Sólidos Totais; STV – Sólidos Totais Voláteis; STF – Sólidos Totais Fixos; SST- Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF- Sólidos Suspensos Fixos; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; SDV – Sólidos Dissolvidos Voláteis; SDF- Sólidos Dissolvidos Fixos

FONTE: A autora (2019).

Nos efluentes das unidades de tratamento biológico as concentrações de sólidos dissolvidos totais foram de (1.790 ± 633,5) mg/L, (1.440 ± 546,8) mg/L, (1629 ± 789,4) mg/L e (1.082 ± 525,0) mg/L, respectivamente. Frações estas que normalmente são mais difíceis de remoção, sem unidades de coagulação e floculação (GIROLETTI 2017). A maior fração de sólidos dissolvidos se apresenta sob a forma fixa, ou seja, indicativo de matéria inorgânica no efluente ou de material inerte (METCALF; EDDY, 2016), que pode ser atribuído a possível presença de residual de peróxido ou subprodutos gerados pelo POA, que se acumula em função do sistema em ciclo fechado.

Quando se analisa a presença de concentração de SSF no efluente do vermifiltro (material particulado) pode estar associada ao desprendimento de fragmentos de manta de fibra PET, usado como recheio no vermifiltro, uma vez que ocorrem picos de vazões em função da descarga, contribuindo para carreamento deste material. Madrid (2016), observou que no vermifiltro que ele utilizou para o tratamento de esgoto bruto ocorreram grandes picos de vazão de saída logo nos primeiros minutos após a descarga do efluente, ocasionando arraste de materiais particulados que interferiram negativamente na eficiência de remoção de poluentes pela unidade. Já no efluente do tanque de armazenamento as oscilações em relação aos sólidos estão relacionadas à falta de mistura, resultando em sedimentação e flotação.

Quanto à concentração de sólidos no RBS, não foram observadas variações no efluente, talvez por se tratar de um reator com mistura completa e com indicativo de má sedimentação de lodo, que pode estar associada à baixa relação entre SSV/SST igual a 0,33, o que resulta em um baixo desempenho de sistemas biológicos de tratamento, uma vez que, conforme Metcalf; Eddy (2016), a relação SSV/SST em lodos ativados aeração prolongada deve variar de 0,60 a 0,75. Possivelmente, a turbidez observada no efluente do RBS está diretamente relacionada aos sólidos presentes, principalmente a fração dissolvida que é elevada.

Em relação ao efluente das *wetlands*, observa-se que houve remoção em todas as formas de sólidos. Destaca-se, contudo que, uma parte da matéria orgânica removida em sistemas biológicos segue para a formação da biomassa, que sedimenta na forma de lodo, podendo também ocorrer sedimentação de sólidos fixos, principalmente quando se trata de sistema com tempo de detenção mais elevado, como é o caso das WC. Ou seja, a remoção do lodo de fundo também deve ser considerada como parte da operação, uma vez que esta unidade tem profundidade de aproximadamente 17 cm, destacando a importância de estabelecer critérios para o descarte.

As concentrações das séries de sólidos para cada dia de coleta, no efluente de cada unidade que compõem o sistema de tratamento estão apresentados no APÊNDICE 1.

c) Matéria Orgânica: DQO, DBO e COD:

As concentrações médias de matéria orgânica medida em DBO, COD e DQO no efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento, estão apresentados na TABELA 11.

TABELA 11 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS EM TERMOS DE DBO, COD, DQO, OBTIDAS NAS ANÁLISES LABORATÓRIAS EM AMOSTRAS DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*
DBO ₅	mg/L	360 ± 14,14	420 ± 14,42	85 ± 28,87	52 ± 39
COD	mg/L	209,2 ± 44,0	211,6 ± 100,0	134,6 ± 100,5	46,6 ± 11,10
DQO	mg/L	741,3 ± 189,9	760,2 ± 99,3	494 ± 136,6	129 ± 122,0
Relação DBO ₅ / DQO		0,487	0,553	0,17	0,40

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construído.

FONTE: A autora (2019).

Observou-se que o vermifiltro e o tanque de armazenamento, nas condições de operação atual, atuam como etapas de um sistema preliminar de tratamento, cuja função não é converter matéria orgânica. Esperava-se que pudesse estar ocorrendo, no tanque de armazenamento, um decaimento da matéria orgânica em função do tempo de armazenamento que é igual ao tempo de ciclo do RBS, entretanto, houve um pequeno aumento na concentração de saída.

Na saída do vermifiltro a concentração de matéria orgânica medida em DBO, COD e DQO foram de (360 ± 14,14) mg/L, (209,2 ± 44,0) mg/L e (741,3 ± 189,9) mg/L, respectivamente. Na saída do Tanque de Armazenamento as concentrações no efluente foram (420 ± 14,14) mg/L, (211,6 ± 100,0) mg/L e (760,2 ± 99,3) mg/L, respectivamente. Nessas unidades de tratamento, observa-se uma relação DBO₅/DQO no efluente muito próximas de 0,5, indicativo de que o efluente pode ser facilmente tratado por processos biológicos, de modo similar ao que descrevem Metcalf; Eddy (2016), de que o esgoto bruto que possui relação DBO/DQO superior a 0,5 indicando uma facilidade de tratamento deste por processos biológicos.

Do tanque de armazenamento o efluente é encaminhado para o tanque de aeração – RBS, que opera em bateladas sequências com tempo de ciclo de 6 horas. No RBS, em relação à DBO, COD e DQO, os valores foram de (85 ± 28,87) mg/L, (134,6 ± 100,5) mg/L e (494 ± 136,6) mg/L, respectivamente. Importante observar que a relação DBO₅/DQO no efluente do RBS foi de 0,17, indicando uma baixa susceptibilidade do efluente de sofrer degradação biológica, possivelmente devido a ocorrência de componentes tóxicos, ou devido a necessidade de aclimatar os microrganismos requeridos para esta estabilização (METCALF; EDDY, 2016). No entanto esta condição observada pode ser mais um indicativo da presença

dos subprodutos ou residual do POA, principalmente H_2O_2 , no sistema biológico, interferindo na análise de DQO.

Morais et al. (2008), destacam que doses elevadas de H_2O_2 resultam em maiores residuais no efluente, o que poderá comprometer um tratamento biológico futuro, implicando em gastos com reagentes para a sua eliminação. Na medida em que se aumenta a concentração de H_2O_2 , este agente pode passar a atuar como sequestrador de radicais hidroxilas ocorrendo, conseqüentemente, a redução nas taxas de oxidação, afetando de forma negativa a eficiência no tratamento (CATALKAYA e KARGI, 2007; GENENA, 2009; NOGUEIRA, 2010; TAREK et al., 2011). Portanto, torna-se necessário verificar e definir a quantidade ótima de H_2O_2 que será utilizada no processo para evitar que não ocorram limitações na eficiência e geração de subproduto e residual no efluente tratado enviado para a unidades posteriores de tratamento ou mesmo no corpo receptor.

Na WC foram observadas concentrações de $(52 \pm 39,0)$ mg/L para DBO, $(46,6 \pm 11,1)$ mg/L para COD e $(129,0 \pm 122,0)$ mg/L para DQO. Destaca-se que, no sistema implantado, não há filtração pela camada filtrante. E segundo destaca Rousso (2017), as características do material filtrante empregado em WC, deve favorecer a adsorção de compostos inorgânicos presentes no esgoto. Além disso, o material filtrante afeta a capacidade de tratamento por meio do tempo de detenção, superfícies de contato entre os organismos e a água residuária e a disponibilidade de oxigênio (MONTEIRO, 2014). Nesse sentido, possivelmente há na unidade de WC o funcionando similar a uma lagoa com plantas ornamentais.

A matéria orgânica presente, medida em DBO, só foi completamente oxidada quando aplicado o POA. As concentrações das análises em termos de COD, DBO e DQO para cada dia de coleta efluente de cada unidade que compõem o sistema de tratamento estão apresentadas no APÊNDICE 1.

d) Remoção de Nutrientes:

Quanto às concentrações de Nitrogênio, na forma de amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico e nitrogênio total os valores médios observados nas análises estão apresentados na TABELA 12.

TABELA 12 – CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO.

PARÂMETRO (mg/L)	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*	ÁGUA DE RECICLAGEM (POA)
N. Amoniacal - NH_4^+	549,0 \pm 41,9	427,3 \pm 37,0	178 \pm 18,0	49 \pm 23,2	49,3 \pm 38,0
Nitrito - NO_2^-	1,38 \pm 1,95	37,8 \pm 63,6	103,6 \pm 109,4	0,10 \pm 0,06	0,05 \pm 0,05
Nitrato - NO_3^-	14,67 \pm 16,3	2,81 \pm 4,86	28 \pm 46,6	126 \pm 84,6	89,7 \pm 68,6
Nitrogênio Org.	240,2 \pm 33,5	60,8 \pm 64,7	107 \pm 59,8	8,0 \pm 3,4	21,10 \pm 5,0
Nitrogênio total - N_T	805,2 \pm 26,6	528,7 \pm 103,7	417 \pm 56,9	183 \pm 90,7	159,1 \pm 25,4

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construído.

FONTE: A autora (2019).

No vermifiltro, primeira unidade do tratamento, as concentrações de nitrogênio no efluente são elevadas, principalmente em relação ao nitrogênio amoniacal, orgânico e total, resultado da mistura da água reciclada (que já continha nitrogênio nestas formas) e do esgoto bruto. Entretanto, são valores muito acima do encontrado na literatura quanto às características de esgoto *in natura*. Normalmente, segundo Jordão e Pessoa (2017), os valores de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto estão entre (10 a 50) mg/L, para nitrogênio total estes valores variam de (20 a 85) mg/L e nitrogênio orgânico de (10 a 35) mg/L. Observa-se que ao passar pelo vermifiltro as concentrações de nitrogênio amoniacal foi de (549,0 \pm 41,9) mg/L, de nitrogênio orgânico de (240,2 \pm 33,5) mg/L e de nitrogênio total (805,2 \pm 26,6) mg/L.

Tal fato pode indicar que, por se tratar de um sistema de filtração biológica, a maior fração da parcela sólida do esgoto contendo materiais particulados orgânicos e inorgânicos (entre eles amônia) ficam retidas ou são adsorvidos pela biomassa do vermifiltro, que por suas características apresentadas neste estudo, atua como sistema anaeróbio e, portanto, a nitrificação não é alcançada. Segundo von Sperling et al. (2014), o processo de nitrificação ocorre em condições aeróbias.

Foi observado um aumento de alcalinidade no vermifiltro, que pode estar associada, além da degradação anaeróbia da matéria orgânica presente, ao processo de desnitrificação, uma vez que a água de reciclagem apresenta alta concentração de nitrato (89,7 \pm 68,6) mg/L e no efluente do vermifiltro este valor diminuiu para (14,67 \pm 16,3) mg/L.

Como não há controle de vazão, de velocidade de escoamento e, conseqüentemente, tempo de detenção hidráulica, pode ser que, dependendo do tipo de descarga (uma vez que se

utiliza caixa acoplada com dois volumes e velocidades de descarga para o vaso sanitário), esteja ocorrendo carreamento ou arraste do material acumulado nas camadas do vermifiltro para as outras etapas do sistema de tratamento, como por exemplo, tanque de armazenamento e RBS. Como se fosse uma “lavagem” das camadas, tais hipóteses de ocorrência desnitrificação e carreamento de material acumulado. Porém, há redução de nitrato, indicando um processo de desnitrificação, o que também acontece no tanque de armazenamento. Para que isto ocorra é necessária uma condição anaeróbia ou anóxica, que associado aos valores de pH e alcalinidade, corroboram com o que cita Metcalf e Eddy (2016), o pH é parcialmente aumentado durante a desnitrificação no período anóxico, com o acréscimo de alcalinidade.

Quando se avalia a unidade RBS e WC, observa-se que há um processo de nitrificação ocorrendo. No RBS a nitrificação não é total, sendo complementada na WC. Neste contexto, a condição de nitrificação observada nos processos RBS e WC, pode ser confirmada pelo consumo de alcalinidade total e a bicarbonato no sistema e pelos valores baixos de pH, uma vez que a nitrificação requer o consumo de oxigênio livre, com liberação de H^+ , consumindo a alcalinidade do meio e, possivelmente, reduzindo o pH (VON SPERLING, 2014).

Destaca-se que no RBS, uma maior parcela de nitrogênio amoniacal foi convertida em nitrito (nitrificação parcial), e uma parcela menor alcançou nitrificação total, ou seja, uma parcela menor foi convertida em nitrato. Assim, a não predominância de nitrato pode ser indicativo de que esgotos não estão sendo estabilizados, pelo processo de nitrificação (METCALF; EDDY, 2016). A maior parcela da nitrificação completa ocorreu no sistema de *wetland* construída de fluxo horizontal - WC, que normalmente apresenta-se mais anaeróbia ou anóxica. Para von Sperling et al. (2018), os *wetlands* construídos de fluxo horizontal, são sistemas onde podem predominar condições anaeróbias ou anóxicas pelo fato de os espaços vazios do leito serem preenchidos por esgotos em tratamento. Sendo na zona anóxica, onde ocorre a redução do nitrato a nitrogênio gasoso pelas bactérias heterotróficas.

Porém, provavelmente, devido à quantidade de oxigênio inserido no meio líquido, durante a etapa de reação no RBS, e que foi transferido em batelada para o WC, resultou em maior remoção de amônia e, principalmente, do nitrito transferido do RBS para o WC, completando o processo de nitrificação do meio, resultando para o POA maior concentração de nitrato, que só foi removido no vermifiltro, como citado anteriormente.

Cabe destacar que este sistema de tratamento em ciclo fechado passou por uma modificação nas unidades. Anteriormente, o sistema era formado por duas unidades anaeróbias (fossa e filtro anaeróbio) antes da WC, que pelas condições de fluxo, tende a

também apresentar condições anóxicas. Ou seja, nesta condição de operação, não há remoção de nitrogênio, que provavelmente uma parcela se acumulou no lodo no vermifiltro e na WC, e a outra se manteve recirculando no sistema como um todo. Quando inserido o sistema aeróbio, com introdução de oxigênio por microbolhas, e retirada total do sistema anaeróbio, possivelmente ocorre uma adaptação da biomassa e um desbalanceamento no sistema quanto a relação C: N: P. Segundo Jordão e Pessoa (2017), é comum adotar como padrão o valor de 100/5/1 (100 mg/L de DBO para 5 mg/L de Nitrogênio total para 1 mg/L de Fósforo total) como necessária para manter um balanço adequado de matéria orgânica e nutrientes para o tratamento biológico.

Nesse contexto, o RBS e a WC passam a ser unidades que atuam na nitrificação do nitrogênio gerado pelo próprio sistema de ciclo fechado, o qual acumulou nitrogênio na forma amoniacal durante os anos anteriores de operação (aproximadamente três anos). Além disso, é relevante observar que, conforme o PROSAB (2009), em sistemas com WC, parte da fração de nitrogênio pode ser lixiviado para o fundo do WC, de modo que, além da alta concentração de nitrogênio recirculando no sistema de tratamento, possivelmente haja uma fração de nitrogênio sendo acumulada no lodo das WC. Portanto, os resultados obtidos indicam que de alguma forma esses compostos se acumulam no sistema, ocasionando um desequilíbrio, podendo levar, em algum momento o sistema ao colapso, uma vez que o ciclo é totalmente fechado, não havendo previsão de descarte ou purga do efluente tratado.

Para as frações de fósforo total e ortofosfato não foram evidenciadas oscilações representativas no efluente do POA, vermifiltro, tanque de armazenamento e RBS, porém no sistema de WC observa-se uma diminuição nas concentrações médias de fósforo total para $(17,4 \pm 1,21)$ mg/L, conforme concentrações médias apresentadas na TABELA 13.

TABELA 13 – CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*	ÁGUA DE RECICLAGEM (POA)
Fósforo Total - P_T	mg/L	$31,2 \pm 15,9$	$28,3 \pm 6,51$	$24,9 \pm 8,0$	$17,4 \pm 1,21$	$27,0 \pm 13,0$
Ortofostato - PO_4^{3-}	mg/L	$13,2 \pm 3,9$	$17,9 \pm 6,0$	$16,2 \pm 6,0$	$13,8 \pm 0,64$	$13,0 \pm 4,3$

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construído.

FONTE: A autora (2019).

As concentrações das séries de nitrogênio, fósforo total e ortofosfato para cada dia de coleta, no efluente de cada unidade que compõem o sistema de tratamento estão apresentados no APÊNDICE 1.

- Avaliação dos parâmetros biológicos do efluente das unidades de tratamento que compõem o sistema de reciclagem de água.

a) **Coliformes totais e termotolerantes**

As concentrações médias de coliformes totais e termotolerantes no efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento, estão apresentados na TABELA 14.

TABELA 14 – COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO PARA RECICLAGEM EM CICLO FECHADO E COM POA.

ÁGUA DE RECICLAGEM (POA)						
PARÂMETRO	UN	05/03/18	11/04/18	09/05/18	26/06/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	6,3	10,2	S/A	15,3	10,6
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	0	5	S/A	6	4,67
TANQUE DE AMAZENAMENTO						
PARÂMETRO	UN	05/03/18	11/04/18	09/05/18	26/06/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	$1,22 \cdot 10^7$	$1,20 \cdot 10^7$	$5,79 \cdot 10^7$	$6,59 \cdot 10^6$	$9,16 \cdot 10^6$
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	$4,14 \cdot 10^5$	$5,40 \cdot 10^5$	$6,87 \cdot 10^6$	$4,98 \cdot 10^6$	$3,20 \cdot 10^6$
REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS)						
PARÂMETRO	UN	05/03/18	11/04/18	09/05/18	26/06/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	$1,58 \cdot 10^6$	$1,93 \cdot 10^6$	$3,45 \cdot 10^6$	$4,47 \cdot 10^5$	$1,85 \cdot 10^6$
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	$1,61 \cdot 10^5$	$1,42 \cdot 10^5$	$1,91 \cdot 10^5$	$1,19 \cdot 10^5$	$1,43 \cdot 10^5$
WETLANDS (WC)						
PARÂMETRO	UN	05/03/18	11/04/18	09/05/18	26/06/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	$1,83 \cdot 10^5$	$2,30 \cdot 10^5$	$1,68 \cdot 10^5$	$3,15 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^5$
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	$5,63 \cdot 10^4$	$7,93 \cdot 10^4$	$4,85 \cdot 10^4$	$3,90 \cdot 10^4$	$5,58 \cdot 10^4$

S/A- Sem análise do parâmetro.

FONTE: A autora (2019).

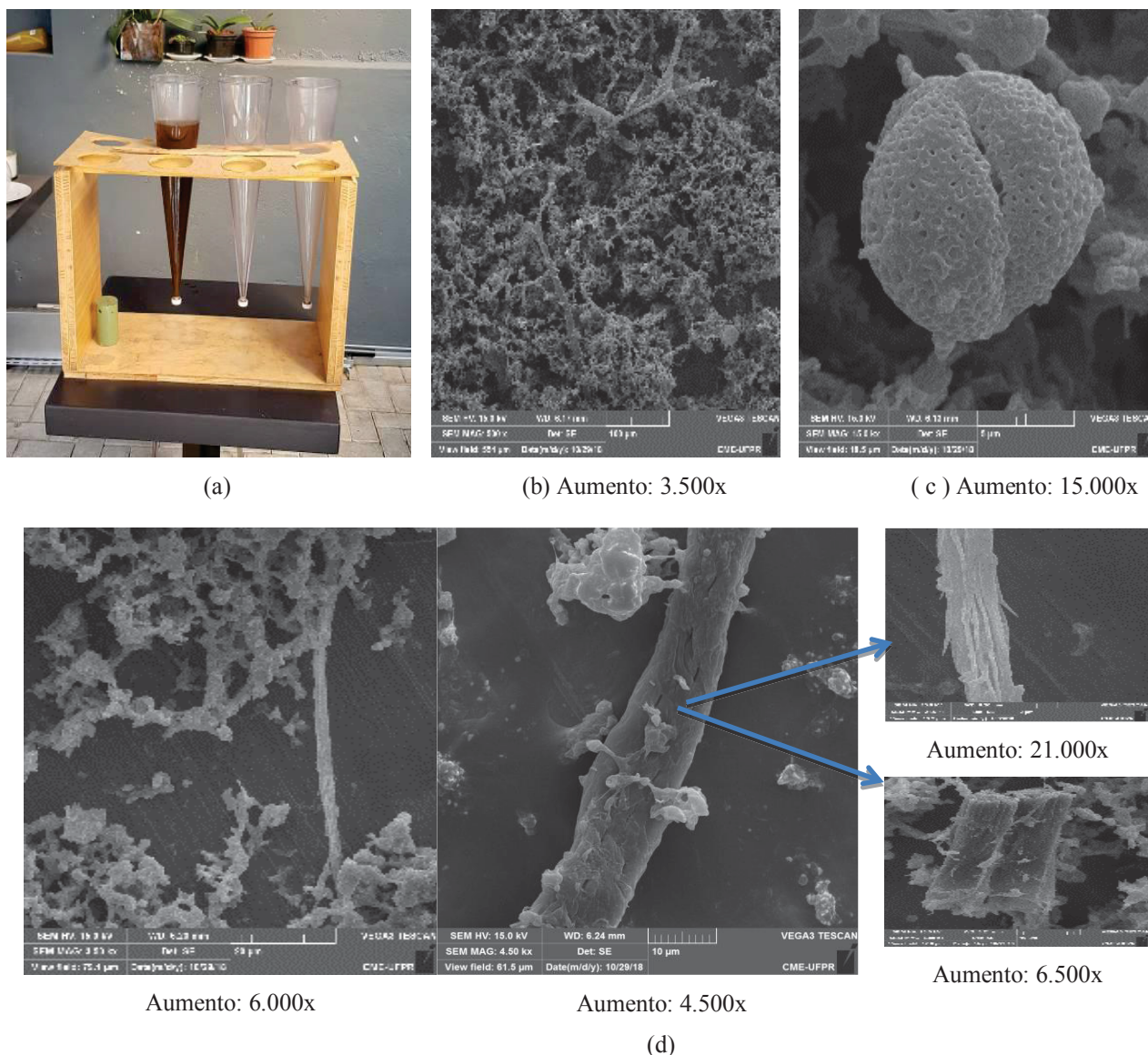
Em relação à quantidade de coliformes totais e termotolerantes, nota-se que a água de reciclagem apresenta valores médios de 10,6 NMP/100mL em termos de coliformes totais e 4,67 NMP/100mL de termotolerantes. Importante destacar que, a USEPA (2012), e as mais recentes legislações Brasileiras sobre reúso, a Resolução SES/SMA/SSRH nº 01 /2017 do Estado de São Paulo e a Lei nº 2856/2011 Prefeitura de Niterói- RJ, adotam a não detecção de coliformes termotolerantes como padrão de qualidade para a água de reúso. Entretanto, alguns países, adotam padrões menos restritivos para a presença de coliformes totais e termotolerantes, como padrão de qualidade para a água de reúso como, por exemplo, a Alemanha (Coliformes totais até 500 NMP/100 mL e fecal: menor que 10NMP/100 mL), Califórnia e Washington, nos EUA, que adotam valores similares (Coliforme totais: 2.2 NMP /100 ml/L (média) e fecal :23 NMP /100 mL).

Contudo, é relevante destacar que sistema implantado trata somente esgotos com características domésticas, e utiliza para desinfecção do efluente POA, por meio da combinação de H_2O_2 , UV e O_3 e ainda adicionando cloro, quando necessário. De modo que, pelo alto poder oxidante desses compostos, possivelmente o sistema deveria garantir a completa desinfecção do efluente.

b) Avaliação da biomassa presente no sistema RBS

Embora o sistema de tratamento (biológico e POA) consiga remover quase que 100% da matéria orgânica carbonácea em termos de DBO, são as frações de nitrogênio e fósforo que preocupa. Estas frações de alguma forma se acumulam no sistema e, está indicando desequilíbrio, podendo levar, em algum momento o sistema ao colapso, uma vez que o atua em ciclo fechado, não havendo previsão de descarte ou purga do efluente tratado. Observa-se, principalmente no RBS, que opera como um sistema de lodos ativados, um indicativo de deficiência nutricional dos microrganismos presentes em sistemas aeróbios, que pode estar correlacionado com desenvolvimento da biomassa. Para avaliar a biomassa presente no RBS foi realizada a análise de cone Imhoff do lodo, microscopia óptica e Microscopia eletrônica de varredura (MEV), conforme apresentado na FIGURA 38 (a, b, c e d).

FIGURA 38 – IMAGENS OBTIDAS POR MEIO DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) EM AMOSTRA DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS DO RBS



FONTE: A autora (2018).

Conforme a FIGURA 38 (b), o floco no RBS não está bem formado, tem aspecto esponjoso e pouca sedimentação. O ensaio do cone Imhoff realizado n RBS (FIGURA 38 (a)), resultou em valor de sólidos sedimentáveis (Ssed) de 72 mL/L e o Índice volumétrico do Lodo (IVL) realizado de 288 mL/g. O valor obtido, segundo Jordão e Pessoa (2017) é indicativo de uma má sedimentabilidade do lodo desse sistema. Portanto, possivelmente está havendo arraste de lodo no sistema, proveniente da má formação e sedimentação do lodo no RBS devido a uma elevada relação A/M.

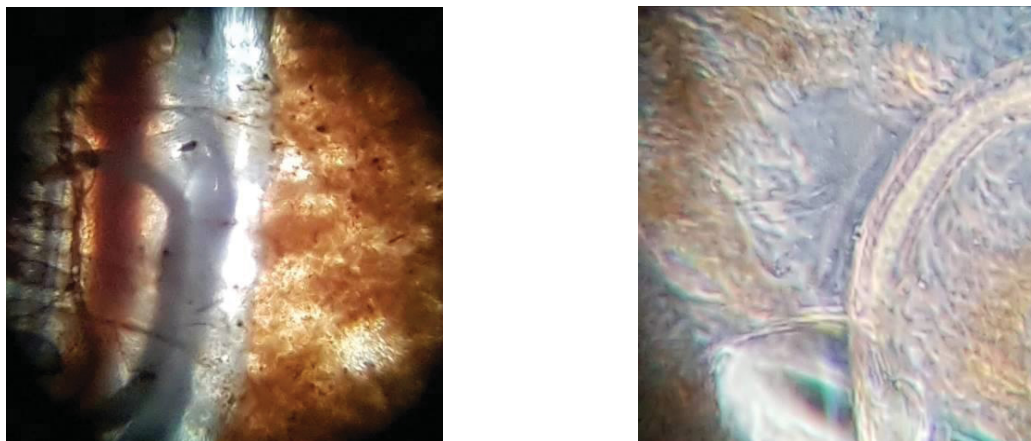
Durante a MEV não foram observadas imagens semelhantes a filamentosas, protozoários e rotíferos, o que possivelmente explique a elevada turbidez no efluente do RBS, uma vez que. Segundo, Schlegel et al. (2016), os protozoários em lodos ativados têm como

papel de clarificar o efluente, reduzindo a turbidez por meio da predação de outros organismos, principalmente as bactérias. Esses microrganismos predadores são responsáveis pela remoção da matéria orgânica em suspensão e a falta desses na microbiota pode tornar o efluente turvo. Ainda segundo Richard (2003), uma baixa quantidade ou falta de protozoários nos lodos ativados pode ser indicativo de alta toxicidade no meio, condição adversa para o desenvolvimento de diversas formas de vida, o que pode explicar a baixa relação DBO/DQO na saída do RBS.

Também não foi possível observar espécies semelhantes às bactérias nitrificantes, nem mesmo as *Nitrobacter* que, conforme descreve Guimarães (2017), são bactérias de fácil cultivo e por isso, são organismos considerados mais abundantes em tratamento aeróbio. Mas, durante a coleta de amostras do tanque de armazenamento e no RBS observou-se a presença de fragmentos de minhocas e, durante a análise por meio de microscopia óptica, pode-se observar microrganismos com formatos semelhantes a anelídeos, conforme apresentado na FIGURA 39.

Os anelídeos são organismos vermiformes alongados, aeróbios, heterotróficos e pluricelulares, menos frequentes em sistemas de lodos ativados e quando ocorrem em grandes quantidades pode indicar a condição de excesso de oxigênio dissolvido no tanque de aeração. Sendo a presença desses organismos observada em tanque de aeração com uma concentração de oxigênio dissolvido superior a 3 mg/L. (TORRES, 2005). Entretanto, a presença desses organismos no RBS pode estar relacionada ao transporte de minhocas e carreamento de outros compostos juntamente com o efluente do sistema de vermifiltração.

FIGURA 39 – SIMILAR A ANELÍDEO OBSERVADOS NA ANÁLISE DE LODO DO RBS POR MEIO DE MICROSCOPIA ÓPTICA EM AMOSTRA DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS DO RBS



Aumento: 1000x

FONTE: A autora (2018).

Além dos anelídeos, durante a MEV foi observada formas semelhantes a fibras de plástico, conforme (FIGURA 38d), o que também pode ter resultado na alta concentração de sólidos suspensos fixos observado no efluente do vermifiltração, como citado anteriormente. Quanto às imagens com formas semelhantes à grãos de polém (FIGURA 38c) podem ser da vegetação que compõem as *wetlands* construídos implantadas aos sistemas de tratamento.

Portanto, os resultados apresentados das análises físico-químicas e MEV apresentaram um indicativo de possíveis interferências ocorrendo nas unidades que compõem o sistema, possivelmente pela presença do POA, o qual está mantendo um residual de H_2O_2 e outros subprodutos. Também em função do ciclo fechado, está ocorrendo acúmulo de nitrogênio e fósforo, resultando em um sistema para remoção de nutrientes, gerado no próprio sistema de tratamento.

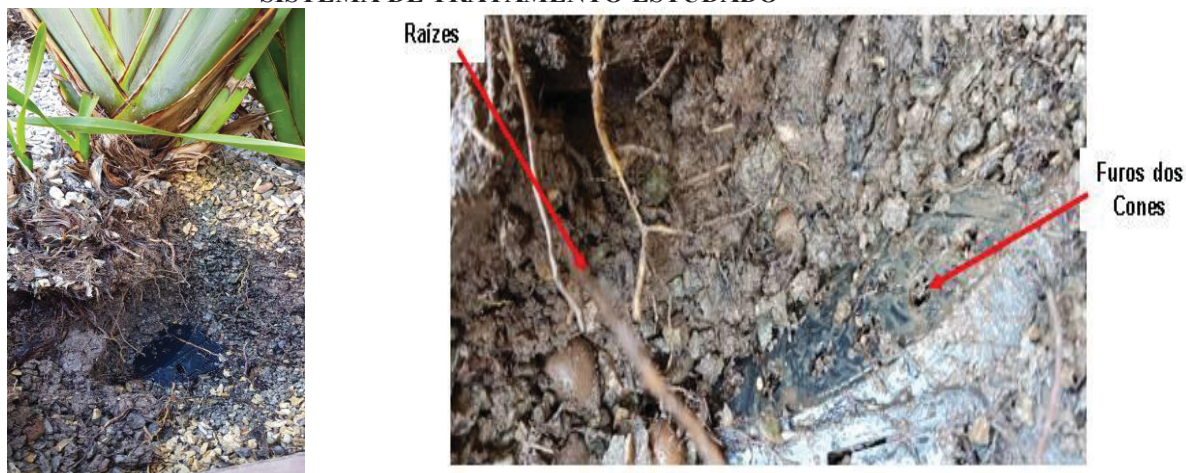
Além disso, observa-se que há indicativo de deficiência nutricional no RBS e por esse motivo o reator não apresenta um desenvolvimento da biomassa compatível para proporcionar o nível de tratamento adequado, considerando que, para que ocorra uma viabilidade do tratamento biológico a relação de DBO/N/P é indicadora de balanço nutricional para os microrganismos. Segundo Jordão e Pessoa (2017) é comum adotar como padrão o valor de 100/5/1 (100 mg/L de DBO para 5 mg/L de Nitrogênio total para 1 mg/L de Fósforo total) como necessária em tratamento biológico. Para manter um balanço adequado de matéria orgânica e nutrientes. Relevante considerar ainda que, quando uma deficiência nutricional é observada em sistema de lodos ativados, pode ocorrer formação excessiva de espumas, dificuldades de sedimentabilidade do floco biológico e acúmulo excessivo de sólidos (HARRIS, 2002).

c) Avaliação das plantas que compõem o sistema de Wetlands Construídos

Para melhor avaliar a influência das plantas no sistema de wetlands construído, em 27/08/2018 foi realizada coleta dos três tipos de plantas ornamentais que compõem o sistema estudado. Cabe destacar que, durante a coleta das plantas, foi observado que a maior parte das ramificações das raízes das plantas ornamentais cresce por cima do nível do efluente, de modo que, aparentemente são poucas as raízes que ultrapassam os furos dos cones e entram em contato com o efluente, conforme apresentado na FIGURA 40.

Brix (1997) cita que os tecidos das macrófitas acima e abaixo da superfície de água são colonizados por microrganismos que formam um biofilme e que também auxiliam na degradação aeróbia e ou anaeróbia da matéria orgânica e na quebra de compostos complexos em compostos simples para assimilação da planta (PHILIPPI: SEZERINO, 2004).

FIGURA 40 – RAÍZES DAS PLANTAS NÃO ULTRAPASSAM OS FUROS DOS CONES NO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO




FONTE: A autora (2018).

As análises realizadas por meio de cortes transversais nas raízes e folhas das plantas apresentaram um bom desenvolvimento das plantas ornamentais implantadas no sistema. Nas folhas a secção transversal do limbo revelou a epiderme uniseriada, com células em formato retangular e quadrado, na epiderme foi observado a presença de clorofila. Internamente a epiderme das folhas revelou células de parênquimas homogêneos, e células de aerênquimas com feixes vasculares dispostos paralelamente (SOUZA, 2005). O QUADRO 33 apresenta um comparativo de entre uma folha de planta bem desenvolvida e a microscopia das folhas das plantas que compõem o sistema de tratamento.

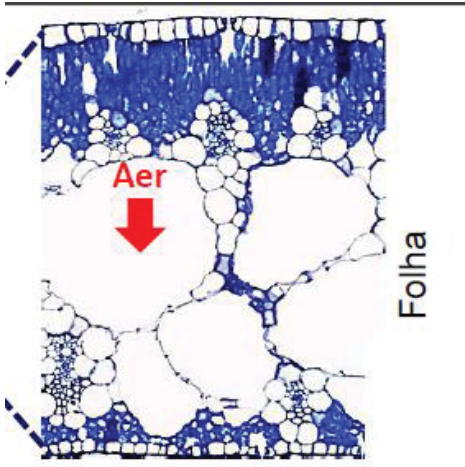
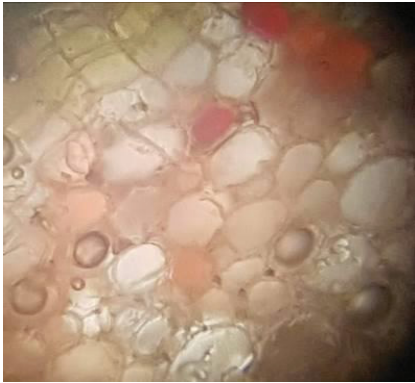
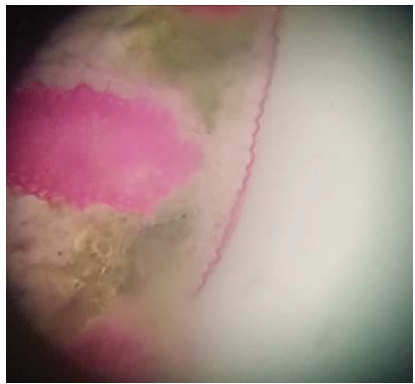
QUADRO 33 – COMPARATIVO ENTRE HISTOLOGIA DE FOLHA DE PLANTA BEM DESENVOLVIDA EM *WETLANDS* E MICROSCOPIA DA FOLHA DAS PLANTAS QUE COMPOEM O SISTEMA DE TRATAMENTO COM *WETLANDS*

(continua)

HISTOLOGIA DE FOLHA BEM DESENVOLVIDA	NOME DA PLANTA	MICROSCOPIA DA FOLHA
Modelo de lâmina histológica de folha bem desenvolvida, apresentando aerênquimas com feixes vasculares dispostos paralelamente.	Papirus (<i>Cyperus papyrus</i>)	

QUADRO 33 – COMPARATIVO ENTRE HISTOLOGIA DE FOLHA DE PLANTA BEM DESENVOLVIDA EM *WETLANDS* E MICROSCOPIA DA FOLHA DAS PLANTAS QUE COMPOEM O SISTEMA DE TRATAMENTO COM *WETLANDS*

(continuação)

 <p>(MARANHO, 2017)</p>	<p>Iris <i>Iris pseudacorus</i></p>	
	<p>Formio <i>Phormium tenax</i></p>	

FONTE: A autora (2018).

De forma similar, as raízes em secção transversal, possuem epiderme uniseriada, córtex com exoderme, lacunas de ar e estrato de células de aerênquimas dispostos em paralelo. Importante observar que, as espécies de plantas analisadas não apresentaram estruturas anatômicas semelhantes, uma vez que, a microscopia realizada na folha do Formio (*Phormium tenax*) demonstra que essa espécie possui uma quantidade menor de células de aerênquimas, quando comparadas as imagens de Papiro (*Cyperus papyrus*) e Iris (*Iris pseudacorus*).

Entretanto, nas três espécies analisadas, foi possível observar a presença de células de aerênquima bem desenvolvidas, sendo esse um indicativo de transporte de oxigênio na planta, uma vez que, é por meio do aerênquima que ocorre a circulação de oxigênio que é absorvido pelas folhas e transportado por todo o corpo da planta até as raízes submersas. Entretanto, é relevante observar que são poucas as raízes das plantas que entram em contato com o efluente, de modo que embora as plantas estejam realizando o transporte de oxigênio

até suas raízes, possivelmente uma parcela muito pequena desse oxigênio entra em contato com o efluente a ser tratado. Outro fator que possivelmente limita a transferência de oxigênio no sistema é a ausência de material suporte, uma vez que o meio suporte é responsável pelo transporte de oxigênio (O_2) via convecção, devido à existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante (PLATZER, 1999; KAYSER e KUNST, 2005).

O QUADRO 34 apresenta comparativo da histologia de uma raiz bem desenvolvida e secção e microscopia das raízes das plantas que compõem o sistema de tratamento.

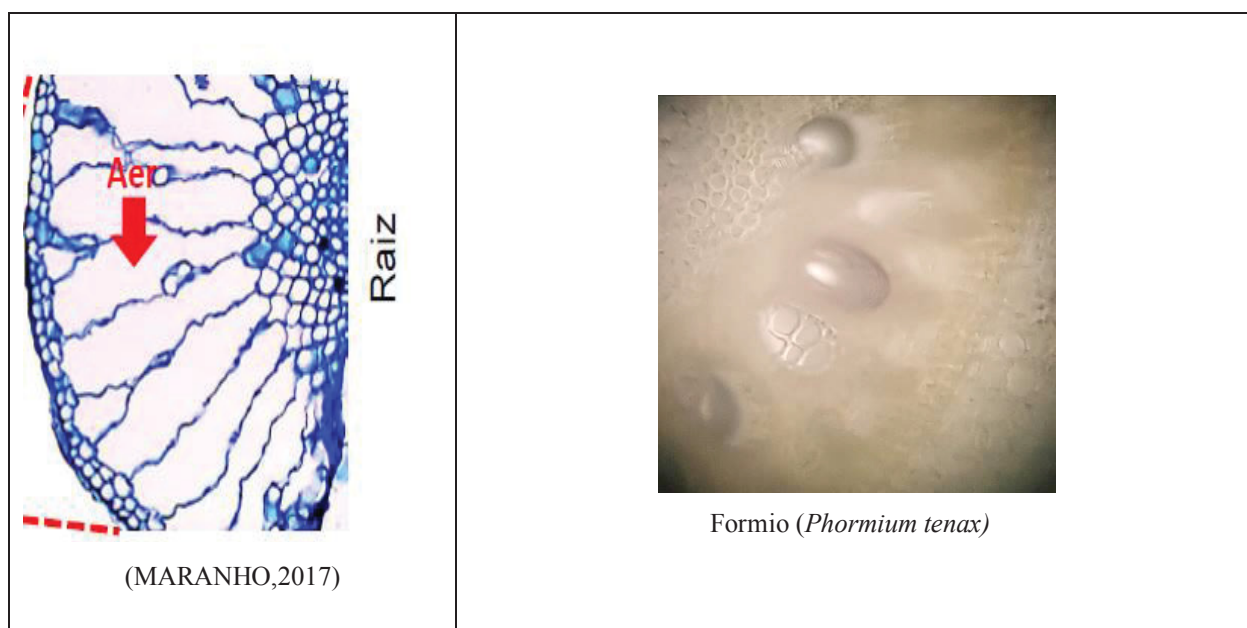
QUADRO 34 – COMPARATIVO ENTRE HISTOLOGIA DE RAIZ BEM DESENVOLVIDA E SECÇÃO E MICROSCOPIA DA RAIZ DAS PLANTAS QUE COMPOEM O SISTEMA DE TRATAMENTO

(continua)

HISTOLOGIA DE RAIZ BEM DESENVOLVIDA	SECÇÃO DAS RAÍZES PARA ANÁLISE MICROSCÓPICA.	MICROSCOPIA AS RAÍZES
Modelo de lâmina histológica de raiz bem desenvolvida, com aerênquimas com estado muito desenvolvido, característico de plantas que sobrevivem em ambiente aquático, onde a disponibilidade de oxigênio (O_2) e dióxido de carbono (CO_2) é menor (RASCIO, 2002).		
	Papiro (<i>Cyperus papyrus</i>)	
		
	Iris (<i>Iris pseudacorus</i>)	

QUADRO 34 – COMPARATIVO ENTRE HISTOLOGIA DE RAIZ BEM DESENVOLVIDA E SECÇÃO E MICROSCOPIA DA RAIZ DAS PLANTAS QUE COMPOEM O SISTEMA DE TRATAMENTO

(continuação)

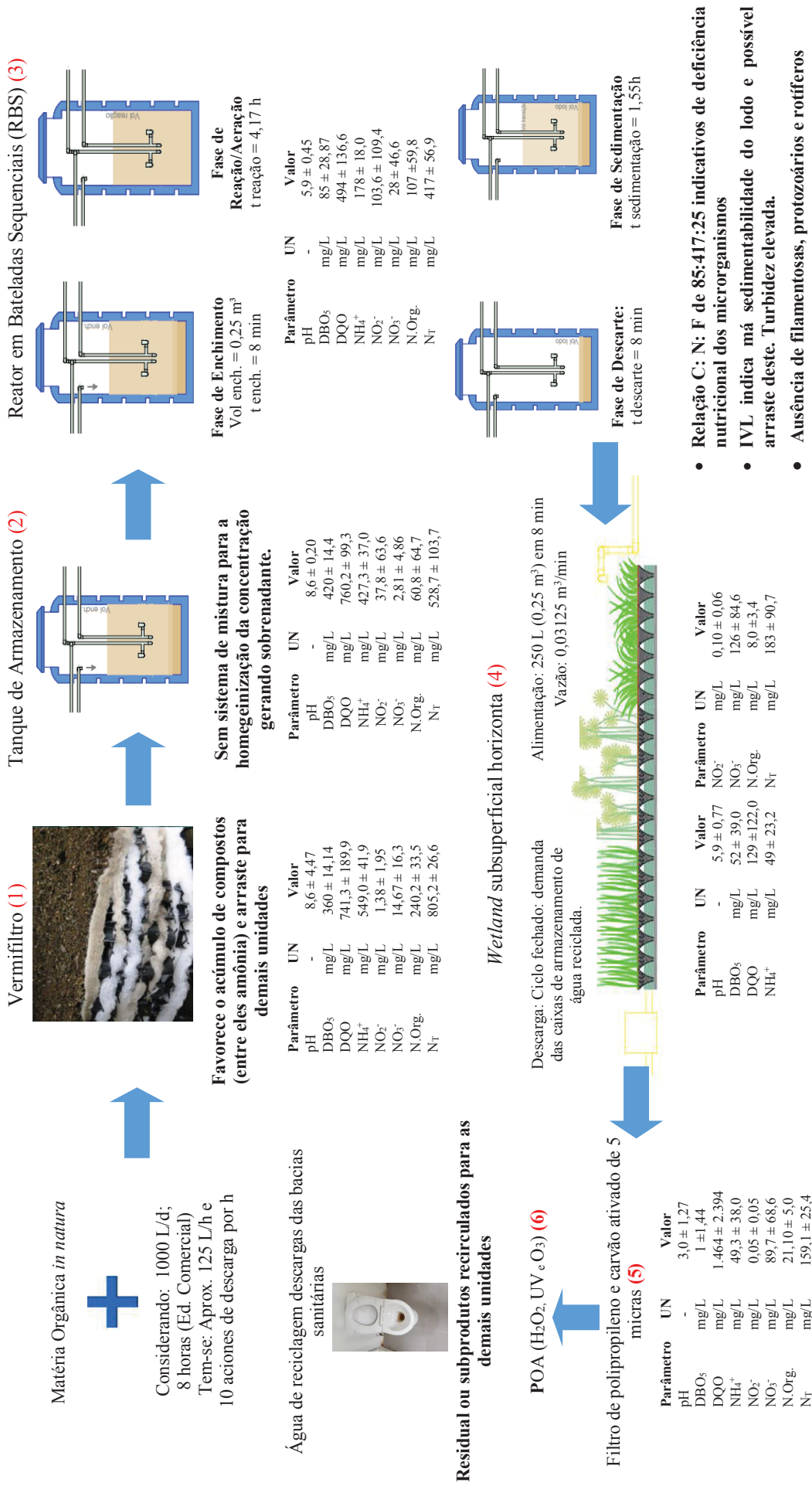


FONTE: A autora (2018).

Além disso, o sistema de *wetland* tem 0,17 m de profundidade e Cooper et al. (1996) apud Sezerino (2006) citam que as raízes das plantas utilizadas em *wetlands* atingem entre 0,3 m a 0,9 m de profundidade no maciço filtrante. Diante disso, embora as plantas ornamentais implantadas ao sistema de *wetlands* apresentem boas condições, não há como indicar se a presença das plantas, na configuração do sistema implantado, representa melhoria na eficiência de tratamento ao sistema.

Nesse contexto, a FIGURA 41 apresenta os principais resultados por meio da avaliação do funcionamento das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto quanto aos parâmetros de monitoramento: físicos, químicos e biológicos, e as interferências observadas nas unidades que compõem o sistema de tratamento.

FIGURA 41 – PRINCIPAIS RESULTADOS POR MEIO DA AVALIAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO PARA A RECICLAGEM DO ESGOTO QUANTO AOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO: FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS, E AS INTERFERÊNCIAS OBSERVADAS NAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO



4.2.2. Fase 2 –Avaliação físico – químico e biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema após interferências identificadas e alterações realizadas

Para avaliar as interferências no sistema de tratamento e nas unidades individualmente foram feitas as seguintes alterações no sistema:

- Interrupção do ciclo fechado e purga do efluente tratado.
- Retirada do POA e uso de água potável.
- Limpeza do Tanque de Armazenamento

Após aproximadamente 120 dias das alterações realizadas no sistema de tratamento, foram avaliadas as concentrações dos diferentes parâmetros físico-químicos no efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento. Também foram verificadas as concentrações de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo.

- Avaliação das características físico-químicas do efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento, após as alterações realizadas.

a) Temperatura, pH, alcalinidade e ácidos:

Os valores e concentrações médios obtidos nos ensaios físico químicos após as alterações realizadas no sistema de tratamento, estão apresentados na TABELA 15.

TABELA 15 – VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TEMPERATURA, ALCALINIDADE pH, E ÁCIDOS, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS ALTERAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*
Temperatura	°C	21,0 ± 1,34	20,9 ± 1,63	20,4 ± 1,7	19,8 ± 2,6
pH	-	8,6 ± 0,06	8,4 ± 0,13	5,9 ± 0,15	7,6 ± 0,32
AT	mgCaCO ₃ /L	1.172 ± 47,1	1.135 ± 21,2	53,5 ± 7,7	138,3 ± 1,4
AB	mgCaCO ₃ /L	1.071,7 ± 21,4	1.026,3 ± 23,1	0,0	120,0 ± 7,6
AGV	mgHAc/L	200,6 ± 51,6	177,9 ± 32,7	106,8 ± 15,4	36,5 ± 12,6
AAV	mgCaCO ₃ /L	100,3 ± 25,8	79,7 ± 3,3	53,4 ± 7,7	18,3 ± 6,2

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construídos.
 FONTE: A autora (2019).

Os resultados obtidos por meio das análises laboratoriais após as alterações realizadas no sistema de tratamento, no efluente do vermifiltro, tanque de armazenamento e RBS, não evidenciaram alterações nos valores médios de pH de ($8,6 \pm 0,06$; $8,4 \pm 0,13$ e $5,9 \pm 0,15$), respectivamente. Porém, observa-se no efluente das WC uma alteração significativa desse parâmetro, uma vez, o pH de ($7,6 \pm 0,32$) se apresentou mais próximo a neutralidade. Associado a isso, os resultados obtidos das frações de alcalinidade, alcalinidade total de ($138,3 \pm 1,4$) mgCaCO₃/L, alcalinidade à bicarbonatos ($120 \pm 7,6$) mgCaCO₃/L e ácidos graxos voláteis totais de ($36,5 \pm 12,6$) mgHAc/L aumentaram no sistema de WC, indicando uma possível alteração nas características do sistema de tratamento de aeróbio para anóxico.

No tocante as demais unidades de tratamento, embora o vermifiltro, tanque de armazenamento e RBS, apresentem uma pequena diminuição nos valores de alcalinidade total, ainda assim as concentrações e valores de pH indicam que as duas primeiras unidades de tratamento, vermifiltro e tanque de armazenamento, atuam como sistemas anaeróbios e o RBS como sistema aeróbio.

Com as alterações realizadas destaca-se que as WC passam a ser a última unidade de tratamento antes do lançamento do efluente tratado na rede pública de esgotamento sanitário, e o efluente lançado apresenta pH de ($7,6 \pm 0,32$), muito próximo aos valores médios típicos desse parâmetro do esgoto doméstico brasileiro, que apresenta valores de pH de 6,5 – 7,5 JORDÃO E PESSÔA (2017); VON SPERLING (2014). Porém, o efluente lançado na rede pode sofrer oscilações desse parâmetro, motivo pelo qual torna-se importante um monitoramento desse e demais parâmetros do efluente tratado, antes do lançamento na rede pública. Uma vez que, segundo Oliveira et al (2014), o pH pode influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas residuárias, sendo esse um parâmetro de muita importância.

Os valores de pH e concentrações de alcalinidade e ácidos para cada dia de coleta, no efluente de cada unidade que compõem o sistema de tratamento após as modificações realizadas, estão apresentados no APÊNDICE 1.

b) Turbidez e Série de Sólidos:

Os valores médios de turbidez e as concentrações médias das séries de sólidos obtidas nas análises laboratoriais dos efluentes das unidades que compõem o sistema de tratamento após as modificações, estão apresentados na TABELA 16.

TABELA 16 – VALORES E CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE TURBIDEZ E SÉRIE DE SÓLIDOS, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS ALTERAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TANQUE DE ARMAZENAMENTO	RBS	WC
Turbidez	NTU	203 ± 46,7	157 ± 53,8	36 ± 3,54	10 ± 7,8
ST	mg/L	1.549 ± 49,5	1.454 ± 72,8	1.212 ± 59,4	873 ± 179,6
STV	mg/L	692 ± 54,4	830 ± 358,9	452 ± 12,7	307 ± 153,4
STF	mg/L	857 ± 4,9	624 ± 286,1	760 ± 46,7	566 ± 26,2
SST	mg/L	234 ± 94,7	173 ± 31,8	39 ± 10,1	19 ± 22,7
SSV	mg/L	196 ± 102,7	134 ± 9,7	17 ± 20,1	13,5 ± 17,2
SSF	mg/L	38 ± 8,0	39 ± 22,1	22 ± 9,9	5 ± 5,5
SDT	mg/L	1.315 ± 45,2	1.281 ± 41,0	1.173 ± 49,3	854 ± 156,9
SDV	mg/L	495 ± 48,2	696 ± 349,5	434,0 ± 7,3	293 ± 136,3
SDF	mg/L	820 ± 3,0	585 ± 308,5	739 ± 56,6	561 ± 20,6

FONTE: A autora (2019).

Com relação aos valores de turbidez e séries de sólidos nas amostras do efluente após as alterações realizadas no sistema de tratamento, todas as etapas de tratamento apresentaram redução. Porém, a diminuição não se apresenta tão significativa, principalmente ao analisar as unidades mais afetadas pelas alterações, o vermifiltro e os WC. Dentre as unidades de tratamento, o RBS foi o que apresentou maior redução em termos de turbidez, de (173 ± 209,7) NTU, para (36 ± 3,54) NTU após as alterações. De forma similar, houve uma redução na fração de sólidos suspensos totais do RBS de (250±296) mg/L para (39±10,1) mg/L, após as alterações. Contudo, embora o residual ou subprodutos por H₂O₂ possa comprometer um tratamento biológico subsequente (MORAIS et al., 2008), não é possível associar as reduções dos parâmetros descritos as alterações realizadas no sistema de tratamento, uma vez que, são vários os fatores que interferem no correto funcionamento do RBS.

As concentrações das séries de sólidos para cada dia de coleta, no efluente de cada unidade que compõem o sistema de tratamento após as modificações realizadas estão apresentadas no APÊNDICE 1.

c) Matéria Orgânica: COD e DQO:

As concentrações médias de matéria orgânica medida em termos de COD e DQO no efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento após as modificações, estão apresentados na TABELA 17.

TABELA 17 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE COD E DQO NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS ALTERAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*
COD	mg/L	141 ± 57,0	141 ± 8,30	68 ± 32,9	29,0 ± 7,0
DQO	mg/L	974 ± 55,0	763,7 ± 23,10	405 ± 38,5	91,8 ± 15,7

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construídos.

FONTE: A autora (2019).

Em termos de DQO, os resultados obtidos nas análises laboratoriais após as alterações no sistema de tratamento, demonstraram que no vermifiltro as concentrações médias de (673 ± 127,8) mg/L e (974 ± 55,0) mg/L, respectivamente, se apresentaram mais elevadas com as alterações. Situação análoga, foi observada no efluente do RBS e WC, uma vez que esses sistemas apresentaram uma diminuição nas concentrações de DQO após as alterações realizadas, de (405 ± 38,5) mg/L no RBS e (91,8 ± 15,7) mg/L no WC. Observa-se que, as concentrações de DQO no sistema de WC são inferiores aos valores médios típicos desse parâmetro do esgoto doméstico brasileiro, que apresenta concentrações de DQO entre 240 a 900 mg/L (JORDÃO E PESSÔA (2017); VON SPERLING (2014)).

Analisando os resultados em termos de COD, foi observada uma redução desse parâmetro em todas as unidades que compõem o sistema de tratamento. Sendo as concentrações médias no vermifiltro, tanque de armazenamento, RBS e WC de (141 ± 57,0) mg/L, (141 ± 8,30) mg/L, (68 ± 32,9) mg/L e (29,0 ± 7,0) mg/L, respectivamente. Entretanto, observou-se que o efluente na saída do vermifiltro e na saída do tanque de armazenamento apresentaram concentrações muito similares, de modo que mesmo após as alterações realizadas no sistema de tratamento, não há indicativo de decaimento da matéria orgânica no tanque de armazenamento em função do tempo de 6 (seis) horas que o efluente fica armazenado nessa unidade de tratamento.

Por problemas operacionais no laboratório, não foi possível realizar análises para o parâmetro DBO durante essa etapa da pesquisa. As concentrações de COD e DQO para cada dia de coleta, no efluente de cada unidade que compõe o sistema de tratamento estão apresentados no APÊNDICE 1.

d) Remoção de Nutrientes:

Foram avaliadas as concentrações da série de nitrogênio, na forma de: amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico e nitrogênio total; cujos valores médios estão apresentados na TABELA 18.

TABELA 18 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DA SÉRIE DE NITROGÊNIO, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS MODIFICAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*
N. Amoniacal - NH_4^+	mg/L	580,30	519,20	42,4	47,0
Nitrito - NO_2^-	mg/L	1,7	13,60	8,0	0,3
Nitrato - NO_3^-	mg/L	0,0	4,5	192,2	1,4
Nitrogênio Org. Orgânico	mg/L	65,4	25,10	2,8	9,8
Nitrogênio total - N_T	mg/L	647,4	562,4	245,40	58,5

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construídos.

FONTE: A autora (2019).

O vermifiltro apresentou uma redução significativa nas frações de nitrato e nitrogênio total de (0,01) mg/L e (647,2) mg/L, respectivamente. Porém, a concentração de nitrogênio amoniacal (580,27) mg/L nessa unidade de tratamento apresentou uma pequena elevação. Relevante observar que a concentração de nitrogênio amoniacal no vermifiltro se apresenta aproximadamente 11 vezes mais elevados quando comparado a concentração mais elevada típica desse parâmetro no esgoto doméstico brasileiro, que apresenta concentrações de nitrogênio amoniacal variando entre (10 a 50) mg/L (JORDÃO E PESSÔA (2017).

Assim, mesmo com a hipótese de acúmulo ou adsorção de compostos pela biomassa do vermifiltro antes das alterações no sistema de tratamento, esperava-se que pudesse ter ocorrido uma redução de nitrogênio na forma amoniacal nessa unidade de tratamento, principalmente pela interrupção do ciclo fechado e purga do efluente tratado. Entretanto, nota-se que, o vermifiltro continuou apresentando indicativo de acúmulo ou adsorção de materiais particulados orgânicos e inorgânicos (entre eles amônia), sendo que os compostos que ficam retidos são carregados quando há o acione da descarga da bacia sanitária. E tal situação possivelmente sobrecarrega as demais unidades de tratamento, as quais precisam remover o excesso de nitrogênio gerado pelo próprio sistema de tratamento.

No tanque de armazenamento há um indicativo de ocorrência de processo de desnitrificação no meio, uma vez que quando comparado ao efluente da saída do vermifiltro

houve uma pequena redução do nitrogênio amoniacal para (519,2) mg/L e nitrogênio orgânico para (25,10) mg/L seguido de aumento nas concentrações de nitrato e nitrito para (4,5) mg/L e (13,6) mg/L, respectivamente. Já no RBS, diferentemente do que ocorria antes das alterações, os resultados da série de nitrogênio apresentam uma possível ocorrência de nitrificação total no meio, uma vez que, uma maior parcela de nitrogênio amoniacal, do tanque de armazenamento (519,2) mg/L, foi convertida em nitrato (192,2) mg/L e uma parcela pequena em nitrito (8,0) mg/L. Além disso, observa-se uma redução de aproximadamente 43% em nitrogênio total no meio quando comparado ao efluente do tanque de armazenamento.

Nos WC, com as alterações realizadas é possível indicar a ocorrência de desnitrificação ocorrendo nessa unidade, uma vez que os resultados para nitrito e nitrato se apresentaram muito baixos (0,3 e 1,4) mg/L., respectivamente. Porém, um pequeno aumento das frações de nitrogênio amoniacal (47,0) mg/L. e nitrogênio orgânico (9,8) mg/L são observadas nesse sistema.

Na configuração do sistema de tratamento após as alterações, os WC passam a ser a última unidade de tratamento antes do lançamento do efluente tratado na rede pública de esgotamento sanitário, de modo que, o efluente na saída dessa unidade de tratamento com exceção das frações de nitrito e nitrato, apresenta concentrações da série de nitrogênio conforme os valores descritos por Jordão e Pessoa (2017), como típicos desses parâmetros no esgoto doméstico brasileiro de nitrogênio total (20-85) mg/L ; nitrogênio orgânico (10 – 35) mg/L, nitrogênio amoniacal (10-50) mg/L; e nitrito e nitrato (0,0)mg/L. Entretanto, apesar de o efluente das WC terem apresentado concentrações de nitrito e nitrato diferentes do que descreve a literatura, as concentrações desses dois parâmetros no efluente são baixas, e por problemas operacionais no laboratório durante essa etapa da pesquisa., não foi possível fazer novas análises para a série de nitrogênio.

Portanto, os resultados obtidos para a série de nitrogênio demonstram que após as alterações realizadas no sistema de tratamento, houve uma redução das concentrações das formas de nitrogênio, principalmente nitrito e nitrato e, conseqüentemente, uma diminuição da fração de nitrogênio total atuando no sistema de tratamento. Porém, as elevadas concentrações, principalmente da forma de nitrogênio amoniacal, no vermifiltro (580,2 mg/L) e tanque de armazenamento (519,2 mg/L) ainda preocupam. Referente aos resultados obtidos para as concentrações de ortofosfato e fósforo total, a TABELA 19 apresenta as concentrações médias desses parâmetros nas unidades que compõem o sistema de tratamento.

TABELA 19 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO, NO EFLUENTE COLETADO, APÓS AS MODIFICAÇÕES NO SISTEMA DE TRATAMENTO.

PARÂMETRO	UN	VERMIFILTRO	TA*	RBS*	WC*
Fósforo total	mg/L	28,0 ± 11,7	55,2 ± 20,9	31,6 ± 7,9	30,4 ± 41,3
Ortofosfato	mg/L	1,5 ± 0,4	11,0 ± 11,6	1,5 ± 0,6	0,3 ± 0,4

*TA- Tanque de Armazenamento; *RBS – Reator em bateladas sequenciais, *WC – *wetland* construídos.

FONTE: A autora (2019).

Nota-se que, há uma redução significativa nas concentrações de ortofostato nas unidades que compõem o sistema de tratamento após as alterações realizadas. Porém, destaca-se as concentrações de ortofosfato e fósforo total no tanque de armazenamento de (11,0 ± 11,6) mg/L e (55,2 ± 20,9) mg/L, respectivamente, muito superiores quando comparada ao do vermifiltro (1,5 ± 0,4) mg/L e (28,0 ± 11,7) mg/L, respectivamente.

Tal fato pode ser indicativo de elevadas concentrações presentes no sobrenadante que se forma nessa unidade de tratamento, uma vez que o tanque não possui equipamento de mistura para homogeneizar as concentrações dos compostos presentes no efluente que vai sendo armazenado durante 6 (seis) horas.

Além disso, é preciso observar que os resultados das concentrações de fósforo total se apresentaram elevadas em todas as unidades que compõem o sistema de tratamento, variando de (28 a 55,2) mg/L. Uma vez que, os valores obtidos encontram-se acima da faixa descritas para esgotos domésticos por von Sperling (2014); de concentrações de fósforo total presente no esgoto sanitário brasileiro na faixa de 2 a 10 mg/L. Importante observar que a concentração média de fósforo total na primeira unidade de tratamento, ou seja, o vermifiltro já é elevada (28,0 ± 11,7) mg/L, sendo indicativo de acúmulo desse composto nas camadas dessa unidade de tratamento, uma vez que, na saída do sistema de WC as concentrações de fósforo total sem mantiveram muito próximas (30,4 ± 41,3) mg/L a da entrada do sistema de tratamento, ou seja, o vermifiltro.

As concentrações da série de nitrogênio, fósforo total e ortofosfato, para cada dia de coleta, no efluente de cada unidade que compõe o sistema de tratamento estão apresentados no APÊNDICE 1.

- Avaliação dos parâmetros biológicos do efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento, após as alterações realizadas.

a) **Coliformes totais e termotolerantes**

As concentrações médias de coliformes totais e termotolerantes no efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento, estão apresentados na TABELA 20.

TABELA 20 – COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES NO EFLUENTE DAS UNIDADES QUE COMPÕEM O SISTEMA DE TRATAMENTO APÓS AS ALTERAÇÕES PROPOSTAS

TANQUE DE ARMAZENAMENTO				
PARÂMETRO	UN	25/10/18	22/11/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	$4,82.10^6$	$4,37. 10^6$	$4,60.10^6$
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	$2,00. 10^5$	$7,50. 10^5$	$4,75.10^5$
REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS)				
PARÂMETRO	UN	25/10/18	22/11/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	$4,50.10^5$	$4,44.10^5$	$4,47.10^5$
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	$1,07. 10^5$	$1,32. 10^5$	$1,19.10^5$
WETLANDS CONSTRUÍDOS				
PARÂMETRO	UN	25/10/18	22/11/18	MÉDIA
Coliformes Totais	NPM/100mL	$1,94.10^5$	$1,88.10^5$	$1,91.10^5$
Coliformes Termotolerantes	NPM/100mL	$3,30. 10^4$	$4,50.10^4$	$3,90. 10^4$

FONTE: A autora (2019).

Na configuração do sistema de tratamento após as alterações propostas, devido a retirada do POA e do cloro não se esperava remoção em relação à quantidade de coliformes totais e termotolerantes. Porém, nota-se que a quantidade média de coliformes totais e termotolerantes, no efluente na saída dos WC de $(1, 91.10^5)$ NPM/100mL e $(3,90. 10^4)$ NPM/100mL, respectivamente, são inferiores quando comparados aos valores para esgotos domésticos descritos por von Sperling (2014); de $(10^6 - 10^9)$ NPM/100mL coliformes totais e $(10^5 - 10^8)$ NPM/100mL termotolerantes. Segundo Davis (1995), a remoção de patógenos em sistemas de WC ocorre por filtração, predação e/ ou sedimentação.

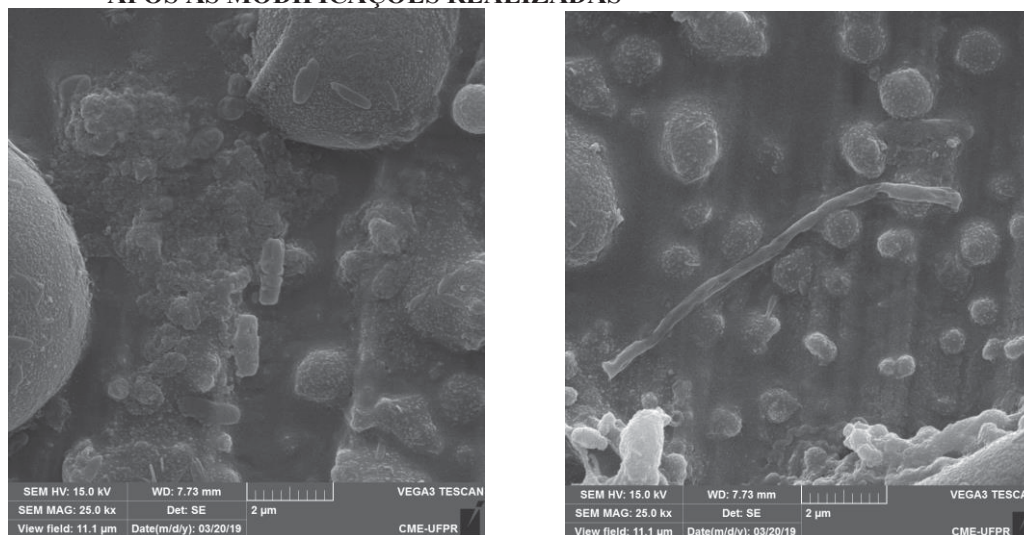
Contudo, embora o sistema de WC apresente uma redução da quantidade de coliformes totais e termotolerantes é importante destacar que os valores ainda são elevados e quando se objetiva a reciclagem de esgoto doméstico, principalmente para abastecimento de descarga de bacias sanitárias, é necessário a implementação de uma unidade de desinfecção,

seja por UV, cloro ou ozônio, desde que o tratamento atenda aos valores mínimos exigidos. A desinfecção de águas residuárias é motivada por oferecer proteção à saúde pública ao servir de obstáculo contra organismos patogênicos e reduzir o risco de transmissão de doenças e garantir o reúso seguro de água (USEPA, 2012).

b) Avaliação da biomassa presente no sistema RBS

Embora o sistema de tratamento após as alterações realizadas apresente uma redução nos valores de nitrogênio total, ainda assim, os resultados obtidos indicam uma deficiência nutricional dos microrganismos presentes no reator (405:245:31,6). Diante disso, a fim de observar o desenvolvimento da biomassa nessa etapa da pesquisa foi realizada a análise de cone Imhoff e Microscopia eletrônica de varredura (MEV), no efluente do RBS. Os resultados observados indicaram a presença bactérias, principalmente cocos e bastonetes, e ainda se observa a presença de estruturas similares a fibras de manta PET, possivelmente transportadas do vermifiltro, conforme apresentado na FIGURA 42 (a e b).

FIGURA 42 – IMAGENS OBTIDAS POR MEIO DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) EM AMOSTRA DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS DO RBS APÓS AS MODIFICAÇÕES REALIZADAS



a) Aumento de 25.000x

b) Aumento de 25.000x

(a) similar a bastonetes (b) similar a cocos e fibras de plásticos, possivelmente carreados do vermifiltro.
 FONTE: A autora (2018).

Entretanto, embora na análise MEV o efluente do RBS tenha apresentado a presença de bactérias, principalmente cocos e bastonetes, novamente não foram observados protozoários e filamentosas. Outro fato importante a ser destacado é que o ensaio do cone Imhoff realizado no efluente do RBS resultou em sólidos sedimentáveis (Ssed) de 288 mL /L,

indicativo de má sedimentabilidade do lodo desse reator. Associado a isso, a unidade de tratamento apresentou turbidez elevada ($36 \pm 3,54$) NTU, incompatível com efluente tratado por sistema aeróbio.

Diante dos resultados observados, foi realizado o dimensionamento do reator, considerando as condições de operação do RBS implantado, conforme apresentado na TABELA 21. Importante destacar que a altura do reator apresentada se refere à medição realizada externamente. E por não ser possível o acesso a parte interna do RBS, não foram descritos volume de transição, e as alturas de transição e lodo. A altura de enchimento foi calculada a partir dos dados de operação e conforme apresentado por von Sperling (2014).

TABELA 21 – CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO RBS IMPLANTADO

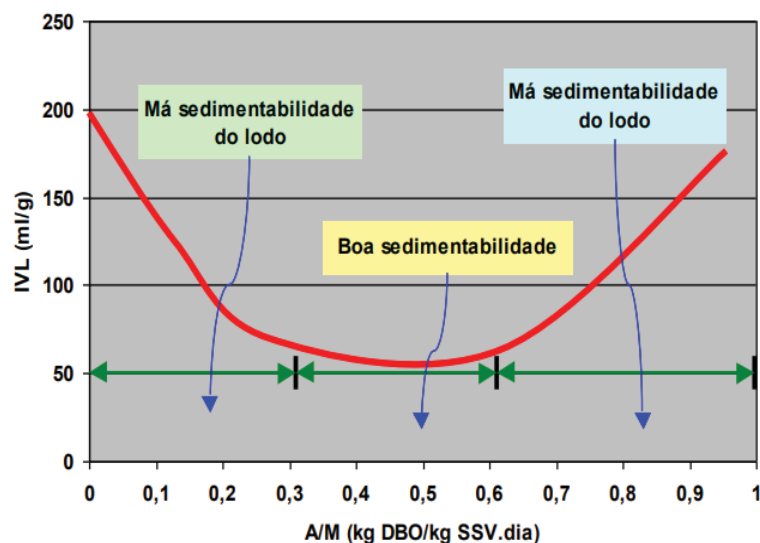
DADOS DE OPERAÇÃO DO RBS	UN	VALORES
Volume do reator	m ³	0,86
Altura total do Reator	m	1,7
Área do Reator	m ²	0,51
Volume de Enchimento	m ³	0,25
Altura de Enchimento (m)	m	0,494
Número de Ciclos diários	d	4
Volume de afluente por dia	m ³ .d	1,00
Tempo de ciclo	h	6
PARÂMETROS	UN	CONCENTRAÇÃO AFLUENTE (MÉDIA)
DBO - S ₀	mg/L	420
SST	mg/L	488
SSV	mg/L	349
SSF	mg/L	139
Relação SST/SSV	-	0,72
PARÂMETROS	UN	CONCENTRAÇÃO EFLUENTE (MÉDIA)
DBO - S	mg/L	85
SST	mg/L	250
SSV	mg/L	217
SSF	mg/L	33
Relação SST/SSV	-	0,87
PARÂMETROS	UN	VALORES
Sólidos Sedimentáveis	mL /L	72
Sólidos em Suspensão no Tanque de Aeração - X	mg/L	250
Índice Volumétrico de Lodo - IVL	mL/g	288
Alimento Microrganismos (A/M)	kgDBO/kgSST.d	1,95
Idade do lodo θ_c	d	0,86

FONTE: A autora (2018).

O valor da relação A/M de 1,95 kgDBO/kgSST.d obtido no cálculo para RBS da forma atual de operação, se revelou quatro vezes mais elevado do que o valor máximo de A/M (0,5) descritos por von Sperling (2014), para lodos ativados convencionais. E quando comparado ao sistema de aeração prolongada, similar ao atuante RBS implantado, o valor se apresentou treze vezes maior quando comparado ao máximo de A/M (0,15), descrito pelo mesmo autor. Segundo von Sperling (2014), uma elevada relação A/M como a encontrada pode ser indicativo de menor remoção de DBO, podendo resultar em excesso de substrato no efluente final.

Ainda, a relação A/M em sistemas de lodo ativado está diretamente atrelada a qualidade de sedimentabilidade do lodo e associando a relação A/M de 1,95 kgDBO/kgSST.d obtido, ao índice volumétrico de lodo IVL de 288 mL /g obtido por meio da técnica do cone IMHOFF, possivelmente classifica a sedimentabilidade como ruim (valor de IVL entre 200 e 300), conforme apresentado na FIGURA 43.

FIGURA 43 – RELAÇÃO ENTRE O IVL E A/M PARA A SEDIMENTAÇÃO DO LODO



FONTE: von Sperling (2014).

Aliado a isso, observa-se na operação atual do sistema uma baixa idade do lodo de 0,86 d. Segundo Jordão e Pessoa (2017), valores de idade do lodo menores que 4,0 d resultam em flocos pouco densos prejudicando a sedimentação. Nesse cenário, possivelmente há um arraste de lodo no sistema, proveniente da má formação do floco e sedimentação do lodo no RBS devido a uma elevada relação A/M.

Diante disso, e pelo fato de que na introdução do RBS ao sistema de tratamento em março de 2018 não foi realizada a partida do reator, ou seja, inoculação de biomassa. Assim,

ainda durante essa etapa da pesquisa foi realizada a inoculação de lodo aeróbio, coletado no tanque de aeração da ETE Belém, operada pela SANEPAR, localizada no bairro Boqueirão, dentro das dependências do Parque Náutico no município de Curitiba. As FIGURA 44 (a, b e c) apresentam o teste de sedimentabilidade do lodo aeróbio da ETE no dia da coleta e inoculação no RBS e a FIGURA 44(d) apresenta o lodo no reator após aproximadamente 30 dias de realizada a inoculação do reator.

FIGURA 44 – TESTE DE SEDIMENTABILIDADE DO LODO AERÓBIO DA ETE NO DIA DA INOCULAÇÃO E LODO NO REATOR APÓS APROXIMADAMENTE 30 DIAS DA INOCULAÇÃO



(a) Teste de sedimentabilidade do lodo ETE no tempo zero



(b) Teste de sedimentabilidade do lodo ETE após 15 minutos



(c) Teste de sedimentabilidade do lodo ETE após 30 minutos



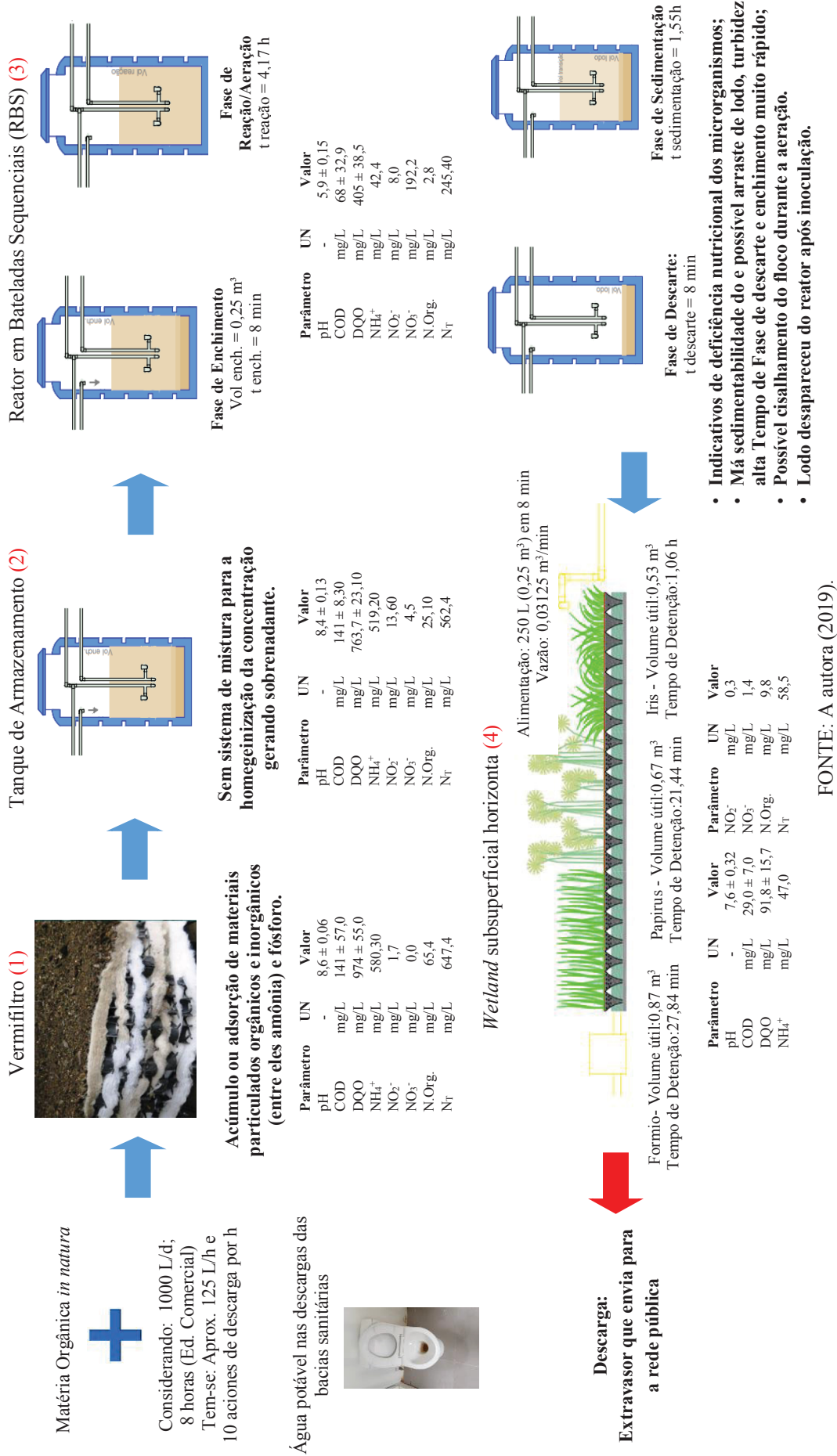
(d) Teste de sedimentabilidade do lodo do RBS estudado, após 30 minutos

FONTE: A autora (2019).

Nota-se que, embora o lodo da ETE no dia da inoculação tenha apresentado teste de sedimentabilidade satisfatório, com concentração de sólidos sedimentáveis de aproximadamente 500 mL /L, após passados 30 (trinta) dias da inoculação, o lodo do reator diminuiu para concentração de sólidos sedimentáveis em torno de 150 mL /L. Assim, mesmo com as alterações realizadas no sistema de tratamento e inoculação de lodo aeróbio no RBS, não foram evidenciadas melhorias no funcionamento do reator. Nesse cenário, possivelmente as interferências que estão ocorrendo no RBS estão associadas ao dimensionamento e operação do reator, uma vez que fatores como volume útil do tanque, alturas de lodo e transição, tempos de ciclos interferem diretamente no tratamento.

A FIGURA 45 apresenta os principais resultados por meio da avaliação do funcionamento das unidades de tratamento quanto aos parâmetros de monitoramento: físicos, químicos e biológicos, após as alterações realizadas e as interferências ainda observadas nas unidades que compõem o sistema de tratamento.

FIGURA 45 – PRINCIPAIS RESULTADOS APÓS ALTERAÇÃO REALIZADA NO SISTEMA DE TRATAMENTO E INTERFERÊNCIAS OBSERVADAS



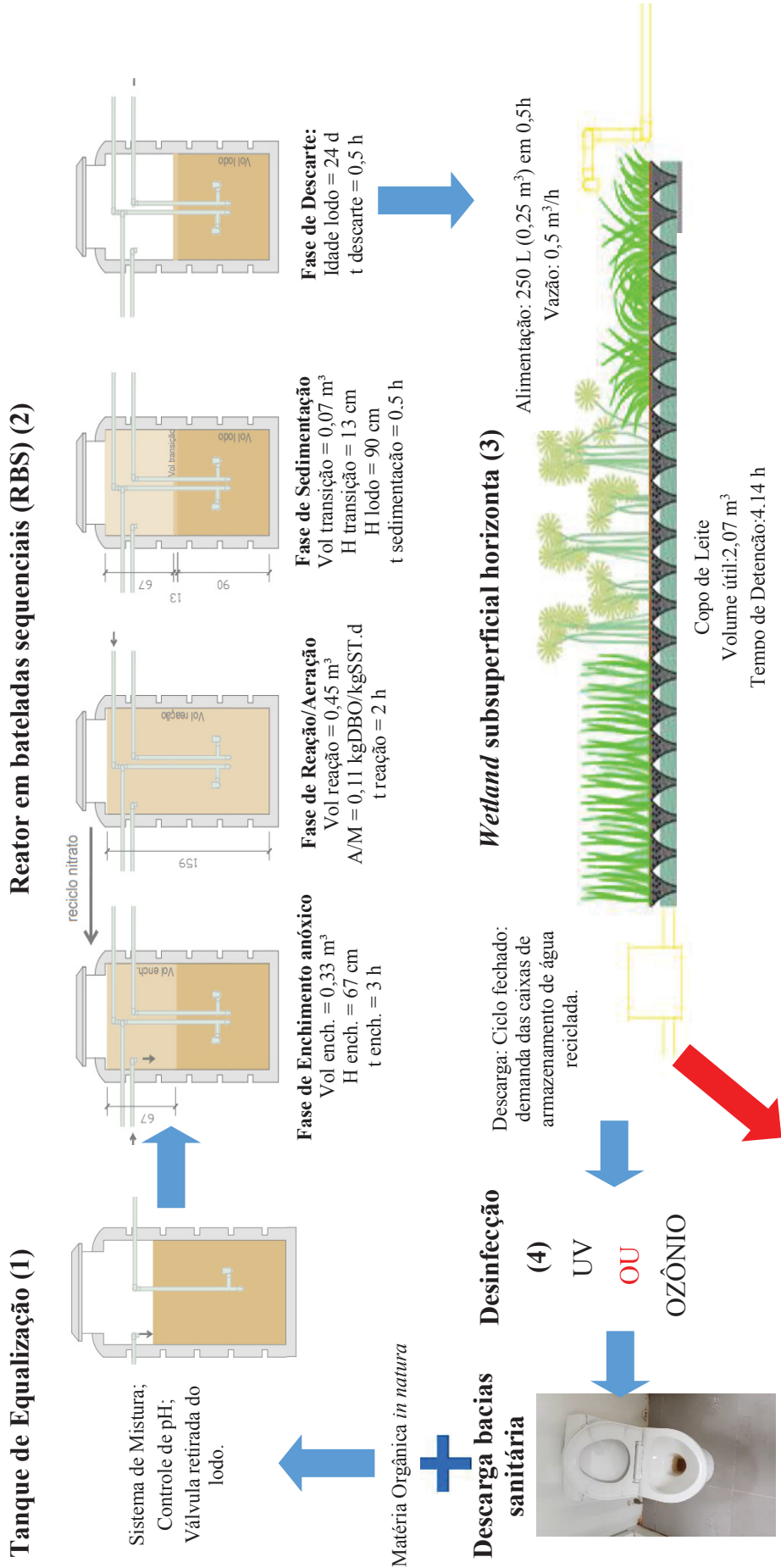
4.3. PROPOSTAS DE MODIFICAÇÕES NA OPERAÇÃO E CONTROLE DAS UNIDADES DO SISTEMA DE TRATAMENTO ESTUDADO ESTABELESCENDO CORRELAÇÃO QUANTO AO TRIPÉ DA SUSTENTABILIDADE

Diante dos resultados obtidos e interferências observadas nas unidades que compõem o sistema de tratamento são propostas as seguintes alterações na configuração do sistema de tratamento:

- 1) Vermifiltro: retirada ou inativação dessa unidade de tratamento;
- 2) Tanque de Armazenamento: Introdução de equipamento de mistura, válvula para retirada do lodo e sistema de controle e /ou correção de pH;
- 3) RBS: Alterações no dimensionamento do reator e nos tempos de ciclos das fases, conforme apresentado no APÊNDICE 2. Destaca-se como principal alteração o tempo de fase de enchimento do RBS, com mistura e sem aeração fornecendo condições anóxica, onde o nitrato é utilizado pelas bactérias facultativas para a degradação da matéria orgânica do afluente, promovendo a desnitrificação. (GUIMARÃES, 2017)
- 4) *Wetlands* construídos: Alteração da vazão de alimentação e substituição das plantas que compõem o sistema por macrófitas.
- 5) Demais unidades de tratamento: retirada do Filtro de polipropileno; Filtro de carvão ativado de 5 micras e POA por meio da combinação de peróxido de hidrogênio H_2O_2 , ozônio O_3 e irradiação UV seguido de desinfecção por adição de cloro. Na configuração proposta a desinfecção do efluente pode ser realizada por UV e/ou ozonização.

A FIGURA 46 apresentado a configuração proposta para o sistema de tratament

FIGURA 46 – PROPOSTA DE CONFIGURAÇÃO E OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO



1) Vermifiltro:

A unidade de tratamento é enterrada no solo, motivo pelo qual não foi possível verificar as minhocas, substrato e a manta de fibra PET, que compõem o sistema. Além disso, projetado para tratamento aeróbio possivelmente está funcionando como sistema anaeróbio, sem controle de vazão, de velocidade de escoamento e, conseqüentemente, tempo de detenção hidráulica. Assim, as camadas do vermifiltro, além de favorecer uma possível retenção ou adsorção de materiais particulados orgânicos e inorgânicos (entre eles amônia), tais compostos podem estar sendo carregados para etapas de tratamento subsequentes. Inclusive, foram observadas estruturas similares as fibras de PET, que compõem as camadas do vermifiltro, no efluente do RBS.

Associado a isso, os resultados das análises laboratoriais não indicaram que o vermifiltro, da forma como está implantado ao sistema de tratamento, favoreça o tratamento do esgoto, muito pelo contrário, o que se observa é que possivelmente o vermifiltro retenha parte da matéria orgânica necessária as demais etapas de tratamento e contibui para o acúmulo de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal.

Nesse cenário, propõe-se a retirada ou inutilização do vermifiltro como unidade de tratamento do sistema implantado.

2) Tanque de Armazenamento:

Em função do tempo de permanência do esgoto (aproximadamente 6 horas) e do lodo excedente que recebe do RBS, considerando também que não há sistema de mistura para a equalização da concentração e que o sistema é totalmente fechado, possivelmente há neste tanque uma degradação anaeróbia. Ainda, os resultados obtidos por meio de análise laboratoriais em amostras do efluente desse sistema, apresentaram elevadas concentrações de alcalinidade total e a bicarbonatos, indicando, portanto, o tanque de armazenamento como um sistema de tratamento anaeróbio.

Assim, o sistema da forma como está implantado se assemelha a um tanque séptico. Esta observação foi obtida por meio da comparação entre as descrições em literatura sobre de tanque de equalização e fossa séptica, conforme apresentado no QUADRO 35.

Entretanto, na configuração proposta, ou seja, com a retirada do vermifiltro, o tanque de armazenamento passa a ser a primeira etapa de tratamento do sistema, de modo que, o funcionamento desse reator como um tanque de equalização se apresenta mais favorável ao

sistema de tratamento. Assim, a cada acione da descarga da bacia sanitária o efluente será direcionado ao tanque de armazenamento, havendo, portanto, a necessidade de introdução de equipamento de mistura nesse reator.

QUADRO 35 – COMPARATIVO ENTRE TANQUE DE EQUALIZAÇÃO E FOSSA SÉPTICA

TANQUE DE EQUALIZAÇÃO	FOSSA SEPTICA
<ul style="list-style-type: none"> • Utilizados para regularização de vazões ou de concentrações (METCALF; EDDY, 2016) • Necessitam de sistema de mistura e bombeamento para realizar a homogeneização da concentração do efluente e neutralizando o pH. (METCALF; EDDY, 2016) • Tempo de detenção mínimo de 24 horas; • Pode receber lodo aeróbio excedente, desde que haja uma boa mistura do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Serve de separador de sólido do líquido e diminuição do volume de sólidos. • Realiza sedimentação, flotação e digestão do lodo; • Não tem sistema de mistura e homogeneização; • Tempo de detenção de 12 a 24 horas (NBR 7.229 e 13.969)

FONTE: A autora (2018).

O equipamento de mistura irá proporcionar a homogeneização da concentração do efluente e evitar um possível sobrenadante no reator. Ainda, nessa unidade de tratamento, devido às características anaeróbias e pelo fato de receber o lodo aeróbio excedente do RBS, deve ser previsto uma válvula para a retirada do lodo que irá se acumular e sistema de controle e /ou correção de pH, afim de garantir que o efluente enviado ao RBS apresente as características necessárias para tratamento aeróbio.

Portanto, recomenda-se que o tanque de armazenamento seja adaptado para funcionamento com um tanque de equalização.

3) Reator em bateladas sequenciais (RBS):

Nessa unidade de tratamento, o redimensionamento do reator foi realizado por meio da adoção dos parâmetros cinéticos, conforme a literatura (VON SPERLING, 2014; METCALF E EDDY, 2016) e apresentado na TABELA 22.

Referente ao número de ciclos diários, o redimensionamento do RBS apresentado na TABELA 23, apresentou uma redução de quatro (4) para três (3) ciclos. Assim, haverá o tempo disponível de 1 ciclo, ou seja, 6 horas, para que o RBS realize conforme sugere Metcalf e Eddy (2016), uma fase de espera ou repouso, objetivando dar mais flexibilidade ao sistema.

Ainda, a de se considerar que a redução de 1 (um) ciclo diário no RBS, irá possibilitar uma diminuição no consumo de energia pelo sistema.

TABELA 22 – PARÂMETROS CINÉTICOS ADOTADOS PARA O REDIMENSIONAMENTO

PARÂMETRO	UN	CONVENCIONAL	AERAÇÃO PROLONGADA
Sólidos Suspensos Totais no Tanque de aeração	mg/L	3.000	4.250
SSV/SST no reator	-	0,78	0,68
Relação A/M	kgDBO/kgSST.d	0,38	0,11
Idade do Lodo	d	7	24
Coefficiente de decaimento bacteriano - Kd			0,08
Coefficiente de produção celular - Y	mgSST/mgDBO		0,6
Fração biodegradável - fb' $\theta_c=0$	-		0,8
Fração de enchimento	-		0,2

FONTE: A autora (2018).

TABELA 23 – RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DO RBS.

CONFIGURAÇÃO DO RBS APÓS O REDIMENSIONAMENTO	UN	CONVENCIONAL	AERAÇÃO PROLONGADA
Volume do reator	m ³	0,73	0,85
Área do Reator	m ²	0,43	0,50
Volume de Enchimento	m ³	0,33	0,33
Altura de enchimento	m	0,77	0,67
Volume de Reação	m ³	0,33	0,45
Fração biodegradável - fb	-	0,72	0,80
Volume de Transição	m ³	0,07	0,07
Altura de transição	m	0,15	0,13
Altura de lodo	m	0,8	0,9
Número de Ciclos diários	-	3	3
Tempo de ciclo	h		6

FONTE: A autora (2018).

Além disso, propõe-se uma redução de tempo da fase de enchimento para 3 horas, de forma estática e sem aeração. Essa alteração, possivelmente irá favorecer a operação do reator em fase anóxica, seguida de uma condição aeróbia durante a fase de reação/aeração.

A introdução de ambiente anóxico no RBS favorece o processo de desnitrificação, ou seja, a remoção de nitrogênio via nitrito (NO₂⁻) ou nitrato (NO₃⁻). O processo de desnitrificação é favorável ao tratamento, uma vez que, esse processo utiliza o material

orgânico rapidamente biodegradável presente no meio, reduzindo com isso, o consumo de O_2 que seria necessário para a remoção dessa matéria orgânica na fase de reação/aeração. Além disso, a desnitrificação incorre na geração de alcalinidade, a qual poderá ser utilizada durante o processo de nitrificação na fase de reação/aeração. Outra possibilidade interessante no processo anóxico/aeróbio é o reciclo do nitrato formado durante a nitrificação para o início da fase anóxica. Tal procedimento possibilita que durante a fase anóxica o nitrato seja utilizado, ao consumir a matéria orgânica do afluente.

Já na fase de aeração do RBS, propõe-se uma redução no tempo desta fase para 2 horas. Porém, além da redução de tempo da fase de aeração, outro aspecto que merece atenção, é a turbulência que o sistema de aeração pode estar causando no reator, uma vez que o floco que não está bem formado, pode ser facilmente rompido devido a força de cisalhamento e a granulação aeróbia é afetada por uma série de parâmetros operacionais, dentre eles o oxigênio dissolvido, estratégia de alimentação, força de cisalhamento hidrodinâmico e configuração do reator (KONG et al., 2009, ZHU et al., 2013, BINDHU; MADHU, 2014). Assim, além de ajustes de dimensionamento e alimentação, pode ser previsto no reator durante a fase de aeração, um sistema de controle e medição do oxigênio dissolvido no meio.

Na fase de descarga do efluente tratado do RBS, a qual é realizada em 8 minutos para um volume de 250 L, observa-se que, devido ao indicativo de má sedimentabilidade do lodo e a ausência de filamentosas e protozoários, possivelmente durante a descarga, realizada em pouco tempo, o lodo que não sedimenta é arrastado juntamente com o efluente tratado, e possivelmente por isso, o efluente na saída do RBS apresenta turbidez incompatível com sistema de tratamento aeróbio de tratamento. Assim, propõe-se que a fase de sedimentação e descarga do RBS sejam alteradas para 0,5 horas, ou seja, 30 min cada.

4) *Wetlands* Construídos (WC):

- Tempo de descarga do efluente tratado do RBS, para 30 minutos, pois ao descarregar o efluente de forma rápida (forma atual, 8 minutos) na entrada do WC subsuperficial de fluxo horizontal, possivelmente há além a introdução de oxigênio a ocorrência de turbulência na entrada desse sistema. A presença de oxigênio na entrada do sistema, possivelmente favorece a presença de microrganismos aeróbios, entretanto a turbulência no meio, pode ocasionar o carreamento desses microrganismos e material sedimentado, ao longo da *wetland*.

- Substituição das plantas ornamentais que compõem a unidade de tratamento por plantas macrófitas, tais como, Copo de Leite (*Zantedeschia aethiopica*) ou Helicônia (*Heliconia*), as quais se adaptam facilmente em solos úmidos e ricos em matéria orgânica, retirando os nutrientes e contaminantes dos efluentes, além de possuir uma exuberância natural.

5) Demais unidades de tratamento:

Na configuração do sistema proposta, a última unidade de tratamento direcionada para a desinfecção do efluente, pode ser realizada por radiação ultravioleta (UV) e/ou ozonização. De modo similar ao sistema de tratamento implantado no empreendimento LEED, *Battery Park City* apresentado pela USEPA (2012), onde o edifício trata os efluentes gerados para posterior reciclagem nas descargas das bacias sanitárias, sendo o tratamento composto por: tratamento biológico (anóxico e aeróbio) seguido por POA, por meio da combinação de UV e ozônio para desinfecção. E ainda, o sistema de tratamento implantado na *Southborough*, Massachusetts (EUA), certificada com LEED e apresentado pela USEPA (2012), composto por tratamento biológico por meio de MBR (biorreatores com membrana) seguido por desinfecção ultravioleta (UV).

Embora a configuração proposta mantenha o sistema de tratamento em ciclo fechado, tal procedimento exige o planejamento quanto ao descarte ou purga do efluente tratado na rede pública, uma vez que, o sistema pode passar a acumular compostos, levando o processo de tratamento ao colapso, assim como parte da configuração proposta para sistema de tratamento, indica-se a realização de descarte ou purga do sistema na rede pública em período de, no máximo 12 meses de operação. Ainda, é preciso considerar que o descarte do efluente na rede pública não deve ser efetuado antes da realização de análises de qualidade do efluente que será descartado.

É necessário também a realização de monitoramento das unidades que compõem o sistema de tratamento, assim como destaca a USEPA (2012), no Manual para reúso de água, o monitoramento objetiva, demonstrar que o sistema de gerenciamento e as unidades de tratamento estão funcionando de acordo com as expectativas de projeto e operação. Pois, a má utilização e operação de sistemas de tratamento de esgotos, principalmente quando a finalidade é a reciclagem interna em ciclo fechado como o sistema estudado pode ocasionar riscos sanitários ambientais e aos usuários.

Nesse sentido, a proposta para as unidades que compõem o sistema de tratamento tem como objetivo, contribuir para uma possível melhoria no sistema implantado, tendo como base os aspectos relacionados a certificação LEED quanto ao uso da água e o tripé da Sustentabilidade, ou seja, os aspectos ambientais, econômicos e sociais, , uma vez que, o empreendimento onde o sistema de tratamento está implantado possui certificação ambiental *Leadership in Energy e Environmental Design – LEED*, categoria O+M Platinum.

4.3.1. Correlação do Sistema estudado e o Tripé da Sustentabilidade:

- Aspecto Ambiental:

No contexto ambiental, a reciclagem interna de esgotos para fins não potáveis, se apresenta como uma alternativa interessante para o uso eficiente da água, principalmente para a manutenção dos recursos hídricos. Porém, a prática mesmo que para fins não potáveis, envolve riscos, principalmente quando houver o contato direto com o usuário ou descarte desse efluente em corpos receptores. De modo que, essa aplicação deve garantir segurança aos envolvidos e ao meio ambiente.

Assim como descreve Froehlich (2014), de que no tripé da sustentabilidade o fator ambiental deve promover a adoção de tecnologias eficientes no uso de recursos naturais em prol do desenvolvimento urbano, rural e industrial. Entretanto, tais tecnologias devem atender a demanda da população sem gerar degradação ambiental.

Destaca-se que o LEED é uma certificação ambiental de origem nos Estados Unidos (EUA), onde existe uma variedade de empreendimentos certificados, sendo que em muitos desses são implantados sistemas descentralizados de tratamento de esgotos sanitários objetivando a reciclagem em descargas de vasos sanitários. Nos EUA embora não exista uma legislação em âmbito nacional que regule o reúso de águas residuárias, a maioria dos Estados possuem legislações próprias que regulamentam e definem padrões de tratamento e de qualidade para esse uso. Esses estados possuem órgãos de meio ambiente responsáveis pela fiscalização desde a fase de projeto e durante a vida útil dos empreendimentos onde os sistemas de tratamento são implantados. Além disso, há nesse país um Manual de reúso de água, elaborado e publicado pela Agência de proteção ambiental dos EUA, que define diretrizes para a água de reúso.

Considerando que no Brasil, embora alguns Estados regulamentem a prática do reúso, as regulamentações estaduais carecem de informações quanto ao nível de tratamento a ser empregado, monitoramento e o controle dos sistemas de tratamento empregados, bem

como padrões para qualidade da água reciclada. Nota-se ainda que a aplicação da metodologia norte-americana como o LEED, desenhada para sanar preocupações de um país desenvolvido, quando aplicada no Brasil recai em algumas limitações que precisam ser observadas com cautela.

Assim, embora a certificação LEED possua o intuito de incentivar a transformação de projetos, obras e operações das edificações, mantendo sempre o foco na sustentabilidade (GBCBrasil, 2014), no Brasil, nota-se que a prática não possui respaldo das legislações para que ocorra a proteção do meio ambiente. Uma vez que, conforme destaca Froehlich (2014), para que a sustentabilidade no aspecto ambiental ocorra, é preciso haver legislações, regulamentações e normas que possibilitem uma adequada proteção ambiental.

Ainda, segundo Leite, (2013) para que as certificações ambientais que atuam no Brasil, atribuam ao processo de certificação um critério de acompanhamento do empreendimento no longo prazo, de modo que, mesmo após a certificação seja possível assegurar que as unidades que compõem o sistema de tratamento estejam projetados, instalados, testados, operados e mantidos de acordo com as necessidades e requisitos operacionais e de segurança do usuário. Considerando que, mesmo edifícios que contaram com projetos bem elaborados e simulações sofisticadas para estimar seu desempenho, durante a fase de uso podem apresentar resultados reais muito diferentes daqueles inicialmente previstos (LEITE, 2013).

Assim, para a adoção de sistemas de reciclagem de esgotos torna-se importante obter informações sobre as águas residuárias geradas, para avaliação da qualidade do efluente tratado e que será reciclado, é isso somente é possível por meio de monitoramentos frequentes das unidades que compõem os sistemas de tratamento.

- Aspecto Econômico

Os orçamentos para estimar os custos médios associados ao monitoramento do sistema de tratamento estudado, estão apresentados no APÊNDICE 2 e ANEXO 1, e contemplam 21(vinte e um) parâmetros, de modo similar aos parâmetros físico-químicos realizados nesse estudo.

Considerando o orçamento de valor médio, a configuração do sistema estudado, incorre em custo de aproximadamente de R\$ 43.782,00 anuais, para o monitoramento do efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento de esgotos, quanto aos parâmetros físicos, químicos. Quanto a microscopia de varredura (MEV), considerando 2 amostras do efluente do RBS em duplicata, ou seja, 4 amostras analisadas ao custo total de

aproximadamente, R\$ 1.372,00, conforme apresentados no apêndice. O orçamento teve como base, os valores de taxa de serviço para empresas, cobrados pelo programa de multiusuário do Departamento de Química – USP.

Referente ao custo associado ao tratamento biológico e POA, conforme estudo realizado por Marcelino (2014), os resultados estão apresentados no APÊNDICE 2 em $\text{R\$}\cdot\text{m}^{-3}$ de efluente tratado. Assim, considerando que o sistema de tratamento estudado trata um volume de 1 m^3 por dia, pode-se indicar uma estimativa de custos para o Reator em bateladas sequenciais (RBS) e POA (O_3 e H_2O_2) de aproximadamente R\$ 15,52 por dia, custo mensal de R\$ 465,60 e anual de R\$ 5.587,20.

Além disso, é preciso considerar na estimativa de custo, mão de obra de operador especializado para o monitoramento do sistema de tratamento, a USEPA (2012) orienta que, tanto as unidades que compõem o sistema de tratamento, bem como, a distribuição da água de reciclagem de água residuárias devem ser operadas por pessoal qualificado e certificado. Assim a estimativa de custo de mão de obra, com base no salário mínimo nacional de R\$ 998,00, incorre em um valor de aproximadamente R\$ 11.976,00 anuais.

Assim tem-se uma estimativa de custo anual médio para o sistema de tratamento de aproximadamente R\$ 62.717,20 anuais. Relevante destacar que, a estimativa de custo apresentada não contempla o consumo energético da bomba que envia o efluente do vermifiltro para o tanque de Armazenamento, gasto com a radiação ultravioleta, custo da lâmpada utilizada no UV, e reagente utilizado na cloração.

Ao considerar a estimativa de custos anuais de aproximadamente R\$ 62.717,20 para o sistema de tratamento implantado, verifica-se que o valor é muito elevado quando comparado aos valores médios de tarifa de utilização de água e esgoto cobrados pela companhia de saneamento do Paraná – SANEPAR, cujos valores para edifícios comerciais que utilizam entre 21 a 30 m^3 , são de R\$ 8,31/ m^3 para água e R\$ 7,07 / m^3 para esgotos, totalizando uma fatura mensal de aproximadamente R\$ 461,50 / m^3 e anual de R\$ 5.538,00 / m^3 para água e esgotos, conforme apresentado no APÊNDICE 2 - FIGURA 47.

Nesse sentido, os usuários dos empreendimentos que adotam sistemas descentralizados de tratamento de esgotos objetivando o reúso ou reciclagem do esgoto tratado, precisam estar cientes dos custos-benefícios, mesmo que em longo prazo que o sistema de tratamento implantado pode vir a trazer. Sendo muito importante destacar aos usuários em potencial que, as vantagens do sistema implantado vão além do aspecto financeiro, podendo gerar benefícios imensuráveis ao meio ambiente e a sociedade.

- Aspecto Social

No contexto social, a implementação de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos domésticos objetivando a reciclagem do efluente tratado nas descargas das bacias sanitárias deve abranger a participação de todos os envolvidos, desde os projetistas, operadores, órgãos ambientais e principalmente os usuários do sistema. De acordo com a USEPA (2012), o envolvimento dos usuários é fundamental para o sucesso de qualquer programa de reutilização.

Os usuários dos edifícios que implantam programas de reciclagem de esgotos domésticos devem ter conhecimento do projeto e estar cientes de que as tecnologias implantadas nos edifícios devem ser utilizadas para a forma como foram planejadas, e que a utilização dessas para fins diferentes para as quais foram projetadas deve ser analisada com os devidos cuidados, para evitar deterioração do sistema e redução da sua vida útil, além dos perigos que podem ser gerados pela má utilização. De acordo com a USEPA (2012), em muitos estados nos EUA como, por exemplo, a Flórida adota como requisito de permissão para a prática de reciclagem, programas de educação ambiental voltado para os clientes ou interessados em adquirir empreendimento que reciclam esgotos sanitários. Ainda, é preciso documentar o sistema implantado por meio de manual técnico com orientação aos usuários.

O sistema de água de reciclagem deve também apresentar identificação que permita aos usuários e operadores, perceber de imediato que se trata de sistema de reciclagem de esgotos sanitários, destinada para fins não potáveis. Segundo a USEPA (2012), o departamento de Meio Ambiente da Flórida, exige que todos os componentes de água de reciclagem, sejam marcados ou rotulados com as palavras “Não beba” em inglês e em espanhol e adicionado o símbolo internacional padrão para alertar o público e os funcionários de que a água não é destinada a beber. E elaboração de protocolo operacional abrangente que defina responsabilidades e deveres do pessoal da operação para garantir produção e entrega confiável da água a ser reciclada.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos no estudo da avaliação do tratamento e da reciclagem de esgoto doméstico utilizando processos biológicos e oxidativos avançados em empreendimento com certificação LEED permite concluir que, não há na literatura, sistema com configuração similar e que, as condições de funcionamento das unidades que compõem o sistema de tratamento, não funcionam conforme os aspectos previstos de projeto, construção e operação. Nesse sentido, foi observado que não há, por parte dos operadores do sistema uma padronização no controle e operação das unidades que compõem o sistema de tratamento, de modo que, a implementação de manual de operação e controle das unidades de tratamento se faz necessário, uma vez que, o monitoramento planejado e frequente das unidades que compõem o sistema de tratamento é fator determinante, a fim de garantir o correto funcionamento do sistema de tratamento.

A Avaliação das características físico-químicos e biológicas do efluente das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto durante a Fase 1, ou seja, o sistema atuando em ciclo fechado e com a introdução do POA permitiu concluir que, a água de reciclagem utilizada para abastecer as descargas das bacias sanitárias apresenta concentrações muito elevadas quando comparados ao esgoto doméstico bruto, com concentrações médias de nitrogênio total ($159,1 \pm 25,4$) mg/L, nitrato ($89,7 \pm 68,6$) mg/L e fósforo total ($27,0 \pm 13,0$) mg/L. Além disso, a água de reciclagem se apresentou acidificada com pH médio de ($3,0 \pm 1,27$), sendo que esses valores não atendem aos padrões de qualidade de água de reúso estabelecidos pelas Resoluções e Leis em âmbito nacional e internacionais. Ainda a acidez da água de reciclagem, possivelmente está associada a um excesso peróxido de hidrogênio (H_2O_2) atuando sistema de tratamento, podendo ocasionar a formação de subprodutos.

Além disso, na operação do sistema não há uma padronização quanto a dosagem de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), ozônio (O_3) e Cloro, fator esse que favorece a adição de dosagens em excesso desses produtos afetando de forma negativa a eficiência do tratamento. Nesse cenário, conclui-se que, embora a utilização de POA por meio da combinação de peróxido de hidrogênio H_2O_2 , ozônio O_3 e irradiação UV seja interessante em tratamento de esgotos sanitários, sua utilização exige cuidados e mais estudos, principalmente devido ao residual ou subprodutos gerados.

Ainda a Avaliação das características físico-químicos e biológicas do efluente durante a Fase 1, apresentou que o vermifiltro diferentemente do que foi projetado, está atuando como unidade de tratamento anaeróbio, com valores médios de alcalinidade total de

($1.610 \pm 430,9$) mgCaCO₃/L e alcalinidade a bicarbonatos de ($1.507 \pm 422,4$) mgCaCO₃/L e nessa unidade de tratamento devido aos picos de vazões, foi observado o desprendimento de fragmentos de manta de fibra PET (usado como recheio no vermifiltro), que juntamente com outros compostos e materiais particulados, entre eles o nitrogênio amoniacal, com concentração média de ($549,0 \pm 41,9$) mg/L, que se acumulam no vermifiltro, são carregados para as demais unidades que compõem o sistema de tratamento.

Mesmo após as alterações realizadas, interrupção do ciclo fechado, purga do efluente tratado, retirada do POA e uso de água potável nas descargas dos vasos sanitários, ou seja, durante a Fase 2 de Avaliação das características físico-químicas e biológicas do efluente das unidades de tratamento para a reciclagem do esgoto, o Vermifiltro, continuou apresentando concentrações elevadas de nitrogênio, principalmente na forma de amoniacal (580,30) mg/L e o desprendimento de manta de fibra PET, fatores esses que levam a concluir que essa unidade de tratamento da forma como está implantada não favorece o sistema de tratamento.

Ainda na Fase 2, os resultados do efluente do Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) continuou apresentando deficiência nutricional dos microrganismos (85/417/24,9), ausência de imagens semelhantes a filamentosas, protozoários e rotíferos ou espécies semelhantes às bactérias nitrificantes, efluente tratado com turbidez ($173 \pm 209,7$) NTU incompatível com sistema aeróbio de tratamento. Nessa unidade de tratamento, mesmo após a inoculação do lodo aeróbio proveniente da ETE- Belém, não foram evidenciadas melhorias no efluente. Portanto, conclui-se que as interferências no reator estão associadas ao dimensionamento e operação da unidade de tratamento.

Nesse contexto é observado as interferências nas unidades que compõem o sistema de tratamento, conclui-se que as propostas de modificações na operação e controle das unidades, devem favorecer o sistema de tratamento, com a adição de ferramentas de controle e operação simplificadas, como a introdução de equipamento de mistura, controle de pH e válvula para a retirada de lodo no Tanque de Armazenamento e por meio de desinfecção do efluente realizada por radiação ultravioleta (UV) e/ou ozonização de modo a simplificar o processo de tratamento.

Para o RBS conclui-se que são necessárias alterações no dimensionamento do reator, como volumes, alturas e principalmente nos tempos de ciclos nas fases de enchimento e descarte do efluente. Tais alterações no RBS favorece o tratamento nos WC, visto que, o tempo de alimentação aumentado para 30 minutos, afeta de forma positiva o tempo de detenção nos WC. Além disso, para adoção de sistema de tratamento em ciclo fechado conclui-se que é preciso realizar o planejamento quanto ao descarte ou purga periódicos do

efluente tratado na rede pública, sendo preciso realizar análises previamente quanto a qualidade do efluente que será descartado.

A implementação de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos domésticos para reciclagem em descargas de bacias sanitárias deve estar associada ao tripé da sustentabilidade, ou seja, contemplando os Aspectos Ambiental, Econômico e Social. A fim de, garantir segurança aos usuários e ao meio ambiente, principalmente por meio da instituição de políticas, leis ou regulamentações para essa finalidade.

Entretanto, no Brasil, embora o número de certificações LEED com a adoção de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos com a finalidade de reúso e /ou reciclagem aumente a cada ano, não há no país uma legislação clara e difundida que defina padrões de qualidade para a água de reúso, tampouco uma definição quanto ao órgão público que será responsável por fiscalizar esses sistemas de tratamento implantados. Assim, conclui-se que no Brasil, a aplicação do LEED no tocante ao reúso e/ou reciclagem de esgotos sanitários, como critério de sustentabilidade em edificações encontra algumas dificuldades, que no país de origem da certificadora já são elucidados a algum tempo. Com isso, torna-se difícil mensurar como a sustentabilidade será alcançada nos edifícios brasileiros com certificação LEED que adotam sistemas de tratamento objetivando o reúso e /ou reciclagem de esgotos sanitários.

RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Algumas recomendações de trabalhos futuros no sistema de tratamento implantado:

- ✓ Monitoramento quanto as características físico-químicos e biológicas do efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento, após as modificações propostas.
- ✓ Avaliação do vermifiltro como unidade de tratamento do lodo do RBS e Tanque de armazenamento e ainda uma possível utilização desse sistema para tratamento de resíduos sólidos orgânicos gerados pelo empreendimento comercial.
- ✓ Avaliação da formação de subprodutos ou interferência de H_2O_2 quando associados a aplicação de cloro.
- ✓ Estudos para a determinação de dosagens ideais de H_2O_2 , O_3 e cloro em sistemas de tratamento de esgotos domésticos que objetivam a reciclagem do esgoto tratado nas descargas das bacias sanitárias.

REFERÊNCIAS

AISSE, M.M.; LOBATO, M.B.; BONA, A.; GARBOSSA, L.H.P. Estudo comparativo do reator UASB e do reator anaeróbio compartimentado seqüencial no tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais** Rio de Janeiro: ABES, 2000. p.1-9.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA; Ministério das Cidades e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura – IICA 2018. **Proposta do Plano de Ação para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil** (Projeto). 7º ENA – Encontro Nacional das Águas. Disponível em: <<http://abconsindcon.com.br/wp-content/uploads/2018/08/7%C2%BA-ENA-T6-Proposta-do-Plano-de-A%C3%A7%C3%A3o-para-Instituir-uma-Pol%C3%ADtica-de-Re%C3%BAso-de-Efluente-Sanit%C3%A1rio-Tratado-no-Brasil.pdf>>. Acesso em dez 2018.

ALBUQUERQUE, C. G.; TAVARES, R. G.; SILVA, V. P.; BIONE, M. A. A. Relação entre os valores de DQO e DBO da estação de tratamento de esgoto de Peixinhos em Olinda– PE. In: IX Jornada de Ensino e Pesquisa e Extensão, 2009, Recife. **Anais** da IX Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão. Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFPRE), 2009.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; PEREIRA, M. G.; LUCAS FILHO, M. Filtros Anaeróbios com Enchimento de Diferentes Materiais. p.75-86. In: **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador). Belo Horizonte, Projeto PROSAB. 220p. (ISBN 85-901640-1-2), 2000.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. New York: 21th Ed. 2012.

ARACAJU. Lei nº 4026, de 28 de abril de 2011. **Cria o programa de reúso de água em postos de gasolina e lava-rápidos no município de Aracaju e dá outras providências**. Disponível em: < <https://leismunicipais.com.br/a/se/a/aracaju/lei-ordinaria/2011/403/4026/lei-ordinaria-n-4026-2011-cria-o-programa-de-reuso-de-agua-em-postos-degasolina-e-lava-rapidos-no-municipio-de-aracaju-e-da-outras-providencias> >. Acesso em: 20 set de 2018

ARTAN, N.; ORHON, D. *Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal*. Scientific and Technical Report Series, 19. London: **IWA Publishing**, 2005.

ASANO, T., BURTON, F. L., LEVERENZ, H. L., TSUCHIHASHI, R., e TCHOBANOGLOUS, G. (2007). **Water Reuse: issues, technologies, and applications** (1st ed. p.). Metcalf e Eddy, Inc

ASSALIN, M. R.; SILVA, P. L.; DURAN, N. **Comparação da eficiência do processo de ozonização e ozonização catalítica (Mn II e Cu II) na degradação de fenol**, Química Nova, v. 29, n. 1, p. 24-27, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (1988). NBR 10561: **Determinação de resíduo sedimentável - método do cone de Imhoff**. Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 2017. NBR 13.370: **Não tecido – Terminologia**. Rio de Janeiro.2017. 3p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1997. NBR 13969: **Tanques sépticos: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos, Projeto: construção e operação**. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT, 1993. NBR 7229: **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.

BAEZA, C.; KNAPPE, D.R.U. Transformation kinetics of biochemically active compounds in low-pressure UV photolysis and UV/H₂O₂ advanced oxidation processes. **Water Research**, v. 45, p. 4531-4543, 2011.

BARROSO, L. P.M; **Construção Sustentável – soluções comparativas para o uso eficiente da água nos edifícios de habitação**. Tese de Mestrado da Universidade Nova de Lisboa. (2010). Disponível em: https://run.unl.pt/bitstream/10362/4112/1/Barroso_2010.pdfAcesso: nov.2017

BATISTA, R.O; SARTORI, M.A; SOARES, A.A; MOURA, F.N; PAIVA, M.R.F.C **Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico**. Ambi-Água. Taubaté, p. 152-164. out. 2011. Disponível em: http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/625/pdf_535. Acesso em: 10 novembro 2018.

BEM, C. C.; KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; BRAGA, M. C. B.; AZEVEDO, J. C. R. Características da Matéria Orgânica — Estudo Comparativo de Padrões de Espectrometria de Fluorescência e UV-Vis de Rio e Lago em Bacias Urbanizadas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 18, p. 135 – 147, 2013.

BENTO, A.P. (2000). **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 131p.

BIJAN, L.; MOHSENI, M. **Using ozone to reduce recalcitrant compounds and to enhance biodegradability of pulp and paper effluents**, Water Science and Technology, Londres, v. 50, n. 3, p. 173-182, 2007.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P.C.S. Capítulo 2 – Conceito de reúso de água. In: **REÚSO DE ÁGUA**. Barueri, SP: Manole, 2003.

BOTELHO, A. P. M. **Pós-Tratamento utilizando Processo Oxidativo Avançado H₂O₂/UV, de Efluente Doméstico tratado em Biorreator à Membrana**. Florianópolis: UFSC/CTC/ENS, 2014. 65 f. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – UFS. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/124681> Acesso em 21/05/2018.

BRITO, N.N.; PATERNIANI, J.E.S.; BROTA, G.A e PELEGRINI, R. Ammonia removal from leachate by photochemical process using H₂O₂. **Revista Ambiente e Água**, v.5, n.2, p.51-60, 2010b.

BRIX, H. **Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Water Science and Technology, v.35, p.11-17, 1997.

BRIX, H., ARIAS, C. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: **new Danish guidelines**. Ecol. Eng. 25, 491–500. 2005.

BRIX, H., ARIAS, C. A., & DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution **Research**, 47-54. 2001.

BROCK, T.D. & MADIGAN, M.T. (1991). **Biology of microorganisms**. 6 eds. Englewood Cliffs: Prentice Hall.

CAMPINAS. Lei nº 12.474, de 16 de janeiro de 2006. Programa municipal de conservação, uso racional e reutilização de água em edificações e dá outras providências. Disponível em: <<http://cmcampinas.jusbrasil.com.br/legislacao/318286/lei-12474-06>>. Acesso em: 20 set de 2018

CARVALHO, N.L.; HENTZ, P.; SILVA, J.M; BARCELLOS, A.L Reutilização de águas residuárias. **Revista do Centro do Ciências Naturais e Exatas** - UFSM, Santa Maria. Revista Monografias Ambientais - REMOA. e-ISSN 2236 1308 - V. 14, N. 2 (2014): Março, p. 3164 - 3171. p. 3166. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/download/12585/pdf> > Acesso em 18 nov 2017.

CATALKAYA, E.C.; KARGI, F. TOC and AOX removals from pulp mill effluent by advanced oxidation processes: A comparative study. **Journal of Hazardous Materials**. B 139. p. 244-253, 2007.

CAVALCANTI, José Eduardo W. de A. Manual de Tratamento de Efluentes Industriais. 2ª Edição Ampliada. São Paulo: Engenharia Editora Técnica Ltda, 2012.

CHANG, C.Y.; TANONG, K.; XU, J.; SHON, H. (2011) **Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater**. Bioresource Technology, v. 102, n. 9, p. 5337-5344

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução CNRH nº 054, de 28 de novembro de 2005. **Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água**.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. **Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte** Ambi-Agua, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013. ([Http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1047](http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1047))

CONLEY, L.M.; DICK, R.I.; LIOW, L.W. (1991) An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the WPCF**, v. 63, n. 3, p. 239-247.

CONSELHO BRASILEIRO DE CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL (CBCS) et al. **Aspectos da Construção Sustentável no Brasil e Promoção de Políticas Públicas: subsídios para a promoção da construção civil sustentável**. 2014.

CORBELLA, O; YANNAS, S. **Em Busca de Uma Arquitetura Sustentável Para os Trópicos: conforto ambiental**. 1.ed. Rio de Janeiro: Revan, 2003.

COOPER, P.F., JOB, G.D., GREEN, M.B., SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and constructed Wetlands for wastewater treatment**. 1996.

COUTO, Luiz C. C. e FIGUEIREDO, Roberto F. Filtro Anaeróbio com Bambu para Tratamento de Esgotos Domésticos. **Revista Ingenieria Sanitaria, AIDIS**. Vol. XLVII, Nº 1, jan-mar. 1993. p.77-81, 1993.

CUIABÁ. Lei nº 4748, de 07 de março de 2005. **Dispõe sobre o reúso da água das estações de tratamento de esgoto**. Disponível em: < <http://cm-cuiabamt.jusbrasil.com.br/legislacao/570111/lei-4748-05> >. Acesso em: 20 set de 2018.

CUNHA, A. H.N. **O reúso de água no Brasil: a importância da reutilização de água no país**. **Enciclopédia biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.7, N.13; 2011 Pág. 1225 a 1248. Disponível em. <http://livros01.livrosgratis.com.br/ea000919.pdf> Acesso: Nov 2017.

CURITIBA. Lei nº 10.785, de 29 de março de 2003. **Cria no município de Curitiba, o programa de conservação e uso racional de água nas edificações - PURAE**.

CURITIBA. DECRETO nº293/2006, de 22 de março de 2006. **Cria no município de Curitiba, o programa de conservação e uso racional de água nas edificações - PURAE**.

DALBOSCO, V. **Projeto de concepção de um sistema de wetlands construídos em estilo francês na cidade de Nova Trento - SC / Florianópolis, SC**, 2016. 94 p.

DANIEL L. A. Alternativas para desinfecção de esgotos sanitários. **Anais do I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento**, Vitória-Espírito Santo. 54-59, 2000.

DAVIS, L. A. **Handbook of Constructed Wetlands**. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the MidAtlantic Region, v. 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

DE LA CRUZ, N.; GIMENEZ, J.; ESPLUGAS, S.; GRANDJEAN, D.; ALENCASTRO L.F. DE.; PULGARIN, C. **Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge**. *Water Research*, v. 46 p. 947-957, 2012

DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, C. A. Relationships between Composting and Vermicomposting. In: EDWARDS, Clive A.; ARANCON, Norman Q.; SHERMAN, Rhonda. **Vermiculture Technology: Earthworms, Organics Wastes and Environmental Management**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2011a. Cap. 2. p. 11-25.

DONNERMAIR, M. M.; BLATCHLEY III, E. R. Disinfection efficacy of organic chloramines. *Water Research*, v. 37, p. 1557-1570. 2003.

DUPOLDT, C; EDWARDS, R; GARBER, L; ISAACS, B; LAPP, J; MURPHY, T; RIDER, G; SAYERS, M; TAKITA, C. **A Handbook of Constructed Wetland: a guide to creating wetlands for Agricultural Wastewater**, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the MidAtlantic Region. Vol. 1. USA, 2000.

ECOTELHADO. **Soluções em Sistemas para Arquitetura Sustentável e Bioconstrução**. Disponível em: <https://ecotelhado.com/sistema/sistema-integrado-ecoegoto/2018>.

ELBAG, M. (Town of Holden).USEPA (2012) . **Sustainability and LEED Certification as Drivers for Reuse: Toilet Flushing at the Fay School** . Southborough , Massachusetts- US- 2012 p. D-121

FAGUNDES, T.S. **Emprego de filtro de fibras flexíveis constituídos de fibras de algodão mercerizado e poliéster na clarificação de água para abastecimento**. 2015. 2014p. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

FAO. 2016. AQUASTAT website. **Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)**. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm>. Acesso em: 17 jul. 2018.

FUNDAÇÃO CARLOS ALBERTO VANZOLINI - FCAV; **Referencial Técnico de Certificação: edifícios habitacionais** – versão 2. São Paulo 2014, 122p. Disponível em. <<https://www.vanzolini.org.br/download/RT-SGE-14-03.pdf>> Acesso: Nov 2018

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2000. p.1-25.

FLORIANÓPOLIS. Lei nº 8080, de 07 de dezembro de 2009. **Institui programa municipal de conservação, uso racional e reúso da água em edificações e dá outras providências**.

FIGUEIRE, M. et al. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Digital**. Ano 2013, v. 18, n. 1. p. 79-91, abr. 2014. Disponível em: < <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/10662/pdf>>. Acesso em: 16 novembro 2018.

FONDER, N; HEADLEY, T. 2013. **The taxonomy of treatment Wetlands: A proposed classification and nomenclature system**. *Ecological Engineering*.v.51, 2013. p. 203-211.

FREIRE, L.L. MARTINS, J. P. N., SILVA, A. M. M, FRUTUOSO, F. K. A., SANTOS, Y.T.C. **Tratamento de esgoto no semiárido: proposta da adoção de fios de garrafa pet como meio suporte para reatores anaeróbios**. Engenharia Sanitária / Tratamentos de Águas de Abastecimento e residuárias. Reunião Regional da SBPC no Cariri - maio de 2017 - URCA - Cariri/CE. Disponível em: <<http://www.sbpcnet.org.br/livro/cariri/resumos/1151.pdf>>. Acesso em: 11/03/2019.

FROEHLICH, C. Sustentabilidade: Dimensões e Métodos de Mensuração de Resultados. Canoas. **Revista de Gestão do Unilasalle**, Canoas, v. 3, n. 2, p. 151-168, set. 2014

GALBIATI, A.F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Centro de Ciências Exatas e Tecnologia Campo Grande, MS, 2009. Disponível em: <http://fazenda.ufsc.br/files/2017/02/2009-GALBIATTI-Tratamentode-aguas-negras-por-tanque-de-evapotranspiracao.pdf> Acesso em: 20 nov. 2017

GAMEIRO P; SOUSA I., CLARO V., PEREIRA J.L., AMARAL A.L., CUNHA-SILVA L., CASTRO B., FEIO M.J., PEREIRA E. **Synthesis, characterization and antibacterial studies of a copper (II) levofloxacin ternary complex**, J Inorg Biochem 110 (2012) 64-71.

GENENA, A.K. **Tratamento de efluente agroindustrial contendo compostos persistentes por meio dos processos de coagulação-floculação, fenton, foto-fenton, foto-peroxidação e ozonização**. 2009. 139 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. Jon Wiley & Sons, 2003. 130 p.

GERARDI, M. H. **Troubleshooting the sequencing batch reactor**. New Jersey: [s.n.]. 2010.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 5.ed. São Paulo: Atlas, 1999.

GIROLETTI, L.C. **Processo Oxidativo Avançado Uv/H₂O₂ Aplicado Como Pós-Tratamento De Águas Residuárias da Indústria de Papel e Celulose**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis 2017.

GOGATE, P.R.; PANDIT, A.B. **A Review of Imperative Technologies for Wastewater Treatment I: Oxidation Technologies at Ambient Conditions**. *Advances in Environmental Research*, v 8, p. 501- 551, 2004.

GOI, A. VERESSININA, Y.; TRAPIDO, M. Combination of ozonation and fenton processes for landfill leachate treatment: evaluation of treatment efficiency, *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, v. 31, n. 1, p. 28-36, 2009.

GONÇALVES, R. F. (COORD). **PROSAB 4 - Volume 5. Consumo de Água Uso Racional da Água em Edificações**. Rio de Janeiro - RJ: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006. p. 352.

GONÇALVES, R. F.; JORDÃO, E. P.; SOBRINHO, P. A. **Introdução**. In: **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. *PROSAB 3*. Ricardo Franci Gonçalves (coord.), 2003. p. 1-26.

GUIMARÃES, L. **Caracterização microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e potencial de recuperação de exopolímeros de efluentes em reatores em bateladas sequenciais** 2017. 261 p. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2017.

HAMMER, D.A. (ed) (1989). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, Inc. 831 p.

HAMMER, M. J.; JR HAMMER, M. J. **Water and Wastewater Technology**. 6 ed. New Jersey: Prentice Hall International Inc, 2007.

HANSPLANT, L. PIERANUNZI, D. **Smart Water Management at Sidwell Friends School** Washington, DC- US- 2012 p. D-77

HESPANHOL, I. Água e Saneamento Básico. In: **REBOUÇAS, Aldo da C.; BRAGA, Benedito; TUNDISI, José Galizia**. Águas Doces do Brasil – Capital Ecológica, Uso e Conservação. 1. ed. São Paulo: Escritura Editora, 2002.

HOFFMANN, H. PLATZER, C., WINKER, M., VON MUENCH, E. **Technology review of constructed Wetlands - Subsurface flow constructed Wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sustainable sanitation - ecosan program, 2011.

HARRIS, S. M. **The secret to harnessing the full power of industrial wastewater microbes**. Technical Report, 2002.

HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C.F.; WAGNER, M.; KUNST, S. (2002) **Deammonification in biofilm systems: population structure and function**. Water Science and Technology, v. 46, n. 1-2, p. 223-231.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR - **Classificação Climática**. 2018. Disponivelem:<http://www.geografia.seed.pr.gov.br/modules/galeria/detalhe.php?foto=367&evento=8>. Acesso em 25 fev. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Normais climatológicas** Brasília - DF, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>

INSTITUTO BRASILEIRO DE TURISMO – EMBRATUR. **Relatório de Gestão 2014**. Disponivelem:http://www.turismo.gov.br/sites/default/turismo/o_ministerio/relatorios/relatorios_2015/RelatorioGestao_embratur_2014.pdf Acesso em 25 fev. 2018

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report. London, England: **IWA Publishing**. 156f. 2000.

JOLLEY, R. L.; JOHNSON, J. D. **Water Chlorination: the challenge**. In: **Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects**. Vol. 6. Lewis Publishers, Inc. Jolley, R. L. et al. 1990. p. 21-27.

JORDÃO, E P.; PESSÔA, C A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 8ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 1050 p. 2017.

JUIZ DE FORA. Lei nº 12.448, de 22 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre a obrigatoriedade da utilização de alternativas tecnológicas, ambientalmente sustentáveis, nos prédios residenciais, comerciais com mais de dez unidades e nas edificações isoladas.**

JUIZ DE FORA. Lei complementar nº 20, de 16 de dezembro de 2014. **Altera dispositivos da Lei complementar nº710**, de 20 de dezembro de 2005 - código tributário municipal, e dá outras providências.

KASUYA, M.C. M. **Rizosfera e Rizobactérias Promotoras de Crescimento de Plantas (PGPR)**. Viçosa: Maria Catarina Megumi Kasuya, 2015. Disponível em: <http://www.unigaia-brasil.org/pdfs/micorrizas/RizosferaRizobaterias.PDF>. Acesso em: 19 jul. 2018.

KATSOYIANNIS, I.A.; CANONICA, S.; VON GUNTEN, U. **Efficiency and energy requirements for the transformation of organic micropollutants by ozone, O₃/H₂O₂ and UV/ H₂O₂**. Water Research, v. 45, p. 3811-3822, 2011

KAYSER, K.; KUNST, S. **Processes in VerticalFlow** Reed Beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. Water Science and Technology, v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. **Nitrogen and Bacterial Removal in Constructed Wetlands Treating Domestic Waste Water**. Desalination, v. 185. p. 383-389, 2005.

KIM, I.; YAMASHITA, N.; TANAKA, H. **Photodegradation of pharmaceuticals and personal care products during UV and UV/H₂O₂ treatments**. Chemosphere, v. 77, p. 518-525, 2009.

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbico e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. **Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia**. Ecological Engineering. v. 35, p. 248-257, 2008.

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. A. **Fundamentos metodologia científica**. 4.ed. São Paulo: Atlas, 2001.

LANA, O.C.L.; MORAES, C.D.; VON SPERLING, M.; MORATO, M.L.N.; VASCONCELLOS, G.R.; PARAENSE, O.M.; MOREIRA, T.P.A. **Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil**. Water Science Technology. v.68, n.7, p.1599-1606, 2013.

LARSEN T. A.; UDERT. K. M.; LIENERT, J. **Source separation and decentralization for wastewater management**. London, IWA Publishing, 2013

LAWS, Jessica Eileen Arango. **Evaluación ambiental del sistema Tohá em la remoción de Salmonella en aguas servidas domésticas**. 2003. 79p. Dissertação (Mestrado em Gestão e Planejamento Ambiental). Universidade do Chile. Santiago, Chile. 2003.

LEITE, V. F. **Certificação ambiental na construção civil: sistemas LEED e AQUA**. Monografia (Graduação). Escola de engenharia de UFMG. Belo Horizonte, 2011.

LEMES, J. L.V.B. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias Ambientais**, Curitiba, v.6,n.2,o.169-179,2008. Disponível em <http://xa.yimg.com/kg/groups/28797747/name/zona+raizes-descr.pdf>. Acessado em 28/10/2018

LENGEN, Johan Van. **Manual do arquiteto descalço**. São Paulo: Editora Empório do Livro, 2008.

LI, Y. **Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process**. Water Science & Technology, DOI 10.2166/wst.2009.715. 2009.

LIBRALATO, G; GHIRARDINI, A V, AVEZZÙ, F. **To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management**. Journal of Environmental Management 94, 61-68, 2012.

LIAO, R.; SHENA, K.; LI, A.M.; SHI, P.; LI, Y.; SHI, Q.; WANG, Z. **High-nitrate wastewater treatment in an expanded granular sludge bed reactor and microbial diversity using 454 pyrosequencing analysis**. Bioresource Technology 134(0): 190-197. 2013.

LIMA, W. R. **Avaliação de sistemas de lagoas de estabilização em série no Rio Grande do Norte**. 2016. 54 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.ufrn.br:8080/jspui/handle/123456789/20031>>. Acesso em: 12 abr. 2019.

LIU, J. et al. **Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale vermifilter treating rural domestic sewage**. Ecological Engineering, n. 61, p. 100109, 2013.

LIU, J.; ZUO, J.E.; YANG, Y.; ZHU, S.; KUANG, S.; WANG, K. (2010a). An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 22, n. 5, p. 777-783.

LOCHMATTER, S.; GONZALEZ-GIL, G.; HOLLIGER, C. **Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge**. Water Research, v. 47, n. 16, p. 6187–6197, 2013.

MADRID, F. J. P. L. **Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário** – Dissertação de Mestrado Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. 131p. Universidade Estadual de Campinas, 2016.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. **Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas Contaminadas**, Química Nova, v. 30, n. 1, p. 198-205, 2007.

MANAUS. Lei nº 1192, de 31 de dezembro de 2007. **Cria, no município de Manaus, o programa de tratamento e uso racional das águas nas edificações - Pro-águas**. Disponível

em: < <http://cm-manaus.jusbrasil.com.br/legislacao/824684/lei-1192-07> >. Acesso em: 20 set de 2018

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de água**. Barueri: Ed. Manole, 2003.

MARANHO T.L. Tratamento em wetlands: importância das plantas e dos microrganismos. **Palestra inct – Etes sustentáveis. ISAE FGV** Setembro de 2017.

MARCELINO, R. B. P.; FRADE, P. R.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. **Tendências e desafios na aplicação de tecnologias avançadas para o tratamento de efluentes industriais não biodegradáveis**. Grupo de pesquisa em Processos Oxidativos Avançados no Controle da Poluição (POA Control), Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2014.

MARTELO, J. e BORRERO, J.A.L. Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte. (Macrófitas flutuantes no tratamento de águas residuárias, uma revisão do estado da arte). **Ingeniería y Ciencia, ing. cienc.** v.8, n. 15, 221–243. 2012.

MONTEIRO, V. R. C. **Wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de Águas Cinzas residencial e de escritório**. Dissertação de Mestrado - Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa –UFSC. Florianópolis. 2014

MORAVIA, W. **Caracterização microestrutural da argila expandida para aplicação como agregado em concreto estrutural leve**. Cerâmica. Belo Horizonte, v.52, p193-199, 2006.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering. Treatment, disposal, and reuse**. 3 Ed. Singapore: McGraw-Hill, Inc. International Edition, 1991. 1334p.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª ed., Porto Alegre: AMGH, 1980 p., 2016.

MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. **Wetlands**. 3. ed. New York, US: J. Wiley, 2000.

MOLLE, P. **French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer**. Water Science & Technology, v. 69, p.106-112, 2014.

MOMENTI, J.T. **Processo anaeróbio conjugado com processos oxidativos avançados (POA) no tratamento dos efluentes do processo industrial de branqueamento da polpa celulósica** (Tese de Doutorado – Programa de Pós-Graduação em hidráulica e saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2006.

MONTE, H. M., ALBUQUERQUE, A. (2010). **Reutilização de águas residuárias**. Disponível em: <https://ubibliorum.ubi.pt/bitstream/10400.6/1144/1/Guia_Tecnico_Reutilizacao-1.pdf> Acesso em: Nov. 2018.

MORAIS, A.; MOUNTEER, A. H.; SILVEIRA, D. S. A. **Improvement of eucalyptus bleached kraft pulp effluent treatment through combined ozonebiological treatment.** Tappi Journal, v. 7, n. 2, p. 26-32, 2008.

MUÑOZ, C.; ROJAS, D.; CANDIA, O.; AZOCAR, L.; BORNHARDT, C.; ANTILEO, C. (2009) Supervisory control system to enhance partial nitrification in an activated sludge reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 145, n. 3, p. 453-460.

NAGEL-HASSEMER, M.E. **Oxidação fotoquímica UV/H₂O₂ para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil.** 2006. 175f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis

NAGEL-HASSEMER, M.E.; CORAL, L.A.; LAPOLLI, F.R.; AMORIM, M.T.S.P. **Processo UV/H₂O₂ como pós-tratamento para remoção de cor e polimento final em efluentes têxteis.** *Química Nova*, v.35, p. 900-904, 2012.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. **Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustrial** – Estudo Tecnológico. Estudos tecnológicos – vol. 1, nº 2, p. 9-20, 2005.

NIE, E. et al. Tower bio-vermifilter system for rural wastewater treatment: bench-scale, pilot-scale, and engineering applications. **International Journal of Environmental Science and Technology**. DOI 10.1007/s13762-013-0479-6. 2014.

NITERÓI. Lei nº 2856, 26 de julho de 2011. **Instituindo mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas.** Disponível em: <http://pgm.niteroi.rj.gov.br/legislacao_pmn/2011/LEIS/2856_Dispoe_sobre_o_Sistema_de_Coleta_e_Reutilizacao_de_Aguas_Servidas_Publicas_e_Privadas.pdf>. Acesso em: 20 set de 2018

NOGUEIRA, M.R.C.; **Tratamento de efluentes líquidos através de adsorção e oxidação catalítica utilizando.** 2010. 85 f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

NOUR, E. A. A.; CORAUCCI F., B.; FIGUEIREDO, R. F. de; STEFANUTTI, R.; CAMARGO, S. A. R. de, (2001). **Tratamento de Esgoto Sanitário por Filtro Anaeróbio Utilizando o Bambu como Meio Suporte.** p.210-231. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo: coletânea de trabalhos técnicos. CAMPOS, J. R. (Coordenador). São Carlos, Projeto PROSAB. 348p. (ISBN 85.86552-07-0).

NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011.

O'BRIEN, T.P., FEDER, N., McCULLY, M.E. **Polychromatic staining of plant cell walls by toluidine blue.** *Protoplasm*, v.59, n.2, p.368-373, 1964

OLIVEIRA, E.C. M. **Desinfecção de efluentes sanitários tratados através da radiação ultravioleta.** (Tese de Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

OLIVEIRA, B. S. S.; CUNHA, A.C. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Rev. Ambient. Água[online]**. 2014, vol.9, n.2, pp.261-275. ISSN 1980-993X. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1287>.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Reuse of Effluents: Methods of Wastewater Treatment and Health Safeguards**. Genebra, 1973.

PARAÍBA. Lei nº 10.033, de 03 de julho de 2013. **Institui a Política Estadual de Captação, Armazenamento e Aproveitamento da Água da Chuva no Estado da Paraíba, e dá outras providências**. Disponível em: < http://201.65.213.154:8080_91/sapl/sapl_documentos/norma_juridica/10743_texto_integral >. Acesso em: 20 set de 2018

PELISSARI, C. **Tratamento de Efluente Proveniente da Bovinocultura de Leite Empregando Wetlands Construídos de Escoamento Subsuperficial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H., Peters, M. R., Lapolli, F. R., 2005. **Reúso combinado de águas cinzas (Greywater) e água**.

PLATZER, Chr. (1998). **Design recommendations for Subsurface Flow constructed wetlands for nitrification and denitrification**, in: **Proceedings of the 6th IAWQ Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control**. Águas de São Pedro, SP.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com Macrófitas**. Ed. do Autor, Florianópolis, 2004.

PLATZER, C. **Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification**. Water Science and Technology, v.40, n.3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O Wetland Como Componente De Ecosan – Experiências Com o Uso e Dimensionamento no Clima Subtropical. **International Conference on Sustainable Sanitation: Food and Water Security for Latin America**. Fortaleza, 2007.

POLEZI, M. **Aplicação de processo oxidativo avançado (H₂O₂/UV) no efluente de uma ete para fins de reúso**. Campinas, São Paulo: 2003. (Dissertação de Mestrado Faculdade de Engenharia Civil área de Saneamento e Ambiente). Universidade Estadual de Campinas, 2003. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258091/1/Polezi_Mauricio_M.pdf. Acesso em 21/05/2018.

POTT, V.J.; POTT, A. 2000. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Corumbá, MS, Embrapa: Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5_tema%202.pdf. Acesso em 25 fev. 2018.

QUINTÃO, R.S; Edificações sustentáveis e edifícios giratórios abordam um novo cenário na arquitetura contemporânea, Goiás.2013. **Revista on line Especialize Especialização Master emArquitetura**,instituto de Pós Graduação de Goiás.Disponível em:<https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:NvoO5rqca8J:https://www.ipog.edu.br/downloadarquivosite.sp%3Farquivo%3Dedificacessustentaveiseedificiosgiratoriosbordamnovocenarioaarquiteturacontemporanea-155585.pdf+ecd=3ehl=pt-BRect=clnkegl=br> Acesso em: 17 nov. 2017

RAGAZZI, M. F. **Estudo comparativo da qualidade parasitológica entre hortaliças cultivadas com água de reúso e hortaliças comercializadas em Ribeirão Preto – SP.** 116 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2011.

RASCIO, N.; CAMANI, L.; SACCHETTI, I.; MORO, G.; CASSINA, F.; TORRES, E.; CAPPELLETTI, M.; PAOLETTI, M. G. Acclimatization trials of some solanum species REED, S.C.; CRITES, R.; MIDDLEBROOKS, E.J. (1988) **Natural Systems for Waste Management and Treatment.** New York: McGraw-Hill.

REZENDE, A. T. **Reúso Urbano de Água para fins não potáveis no Brasil.** Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia da Universidade Federal de Juiz de Fora, 2016. Disponível em: <http://www.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/TFCA_MANDAREZENDE-FINAL.pdf>. Acesso em: 20 set de 2018.

RIBEIRO, M.C.M **Avaliação da possibilidade de reúso de efluentes têxteis após tratamento complementar por processos oxidativos avançados.** (Dissertação de Mestrado em saneamento, meio Ambiente e recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, 2009. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/776M.PDF>. Acesso em 21/05/2018.

RICHARD, M. Activated sludge microbiology problems and their control. ANNUAL USEPA National Operator Trainers Conference, 20. 2003, Buffalo, **Anais...** Fort Collins: SEAR-BROWN, 2003

RODRIGUES, R.S. As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil: proposta de regulamentação de reúso no Brasil. **Enciclopédia biosfera**, Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 117 p.2005. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde03112005121928/p_tbr.php Acesso: Nov 2018

ROUSSO, B. Z.; SEZERINO, P. H. **Avaliação de um Sistema híbrido de Wetlands Construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário.** Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. 191 f. Dissertação (Mestrado), Florianópolis, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/178979/348176.pdf?sequence=1&isAllowed=y> Acesso nov.2017

SACHS, I. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Editora Garamond, 2009.

SÁNCHEZ, C.G. **Participação da macrófita *typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos.** Dissertação (Mestrado em engenharia ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis .2016

SARNAGLIA, S. A. A. **Desempenho de um "wetland" vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações residenciais.** Vitória, ES: UFES, 2014. 158 p. Dissertação de Mestrado.

SARTORI, S.; LATRÔNICO, F.; CAMPOS, L. M. S. Sustentabilidade e desenvolvimento sustentável: Uma taxonomia no campo da literatura. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 1-22, 2014.

SARTORI, M.A. **Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades.** 75p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. 2010.

SÃO PAULO. Resolução conjunta SES/SMA/SSRH N° 01 de 28 de junho de 2017. **Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas.** Governo do Estado de São Paulo, 2017.

SÃO PAULO. Deliberação CRH n° 156, de 11 de dezembro de 2013. **Estabelece diretrizes para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) de sistemas públicos para fins urbanos.** Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation/%5C6132/deliberacao-crh156_reuso.pdf>. Acesso em: 20 set de 2018

SÃO PAULO. Lei n° 14.018, de 28 de junho de 2005. **Institui o Programa Municipal de Conservação e Uso Racional da Água em Edificações e dá outras providências.** Diário Oficial do Estado de São Paulo, 2005. Disponível em: <http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=29062005L%20140180000>. Acesso em: 20 set de 2018.

SÃO PAULO. Decreto n° 48.138, de 7 de outubro de 2003. **Institui medidas de redução de consumo e racionalização do uso de água no âmbito do Estado de São Paulo.** Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, 08 out. 2003. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2003/decreto-48138-07.10.2003.html>>. Acesso em: 20 set. 2018.

SCHLEGEL A. E. PAUL L R JAEGER E. **Análise da eficiência do Sistema de Lodos Ativados por meio de microscopia.** Universidade do Estado de Santa Catarina Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí V. R. Eletr. do Alto Vale do Itajaí – REAVI, v. 4, n. 5, p. I– F, mar., 2016. ISSN 2316-4190, DOI: 10.5965/2316419031032015120.

SEDLAK, D. L.; VON GUNTEN, U. **The chlorine dilemma.** Science, vol. 331, p. 42-43. 2011

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S.; Brazilian experiences with constructed Wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. In: **Eng Sanitaria Ambiental v.20** n.1 jan/mar 2015 p.151-158.

SEZERINO, P. H., Bento, A. P., Lobo, M. A., Lapolli, F. R., Philippi, L. S. Sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: Uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (Wetlands). In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. **Anais...** Campo Grande/MS. ABES. 2005.

SEZERINO, P. H.. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 166p. 2006.

SILVA, A.M; SANTANA, G.C. Reuso de Água: possibilidades de redução do desperdício nas atividades domésticas. Brasília 2014. **Revista Do CEDS Periódico do Centro de Estudos em Desenvolvimento Sustentável da UNDB** N. 1 agosto/dezembro 2014 – Semestral Disponível em: <http://www.undb.edu.br/ceds/revistadoceds>.

SILVA, D.O.; CARVALHO, A.R.P. 2015. **Etapas de um tratamento de efluente**. Disponível em <http://www.kurita.com.br/adm/download/Etapas_do_Tratamento_de_Efluente.s.pdf> Acesso em 05 de setembro de 2018.

SILVA H. G **Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo de reator em bateladas sequenciais (rbs), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação em bancada**. Florianópolis 2016. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina.

SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**. v.199, p. 18-26. 2015.

SILVA, S. C. "Wetlands construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007. 231 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2009.

SILVA, S. C. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Brasília, DF: Universidade de Brasília. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade de Brasília – UnB, 2007. 231 p

SILVA, T.C.F. **Processos oxidativos avançados para tratamento de efluentes de indústria de celulose Kraft branqueada**. 2007. 104 f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Agroquímica. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais.

SINHA, R.K.; BHARAMBE G.; CHAUDHARI, U. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. **Environmentalist**, n. 28, p. 409-420, 2008.

SOTO, M.A.; TOHÁ, J. Ecological Wastewater Treatment. **Advanced Wastewater Treatment. Recycling and Reuse. AWT 98**, Milano, Italia 14:16, p. 1091-1094, September. 1998.

SOUSA, C.A.; SILVA, C.M.; MOURA, M.A. Controle de intumescimento filamentosos em uma planta de lodos ativados de fábrica de papel reciclado através de seletores biológicos. **In: 35º Congresso e Exposição Anual de Celulose e Papel**, São Paulo – SP, 2002.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterro Sanitários Brasileiros – Estudo de remoção do Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (“Stripping”)**. 371 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos. 2009.

SOUZA, B. M. de. **Avaliação de processos oxidativos avançados acoplados com carvão ativado granulado com biofilme para reuso de efluentes de refinaria de petróleo**. 2010; 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

SOUZA, C.C. **Estudo do desempenho de reatores de lodos ativados de fluxo contínuo e de batelada no tratamento de águas residuárias em regime não estacionário**. Porto Alegre, 2011. 126f. Tese (Grau em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.

Souza, V.C. & Lorenzi, H. 2005. **Botânica sistemática**. Nova Odessa, Instituto Plantarum

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V. **Vertical Flow Constructed Wetlands. Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment**. Elsevier, 392 p., 2014.

STIEGEMEIER, A. M. **Avaliação do sistema Wetland construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves**, Monografia – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2014.

SUBSÍDIOS PARA GESTÃO DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO: ABORDAGEM DA FASE SÓLIDA-**ScientificFigure**. Available from: https://www.researchgate.net/figure/Figura-1-Composicao-dos-solidos-nos-esgotos-sanitarios_fig9_313350990 [accessed 18 Jul, 2019]

TAMBOSI J.L., DOMENICO M., SCHIRMER W., JOSÉ H.J., MOREIRA R.F.P.M. **Removal of odorous compounds in the treatment of paper and pulp wastewater by Fenton-like process in pilot scale**. J. Chem. Technol. Biotechnol., v. 81, n. 8, p. 1426-1432, 2008.

TANAKA, N.; JINADASA, K. B. S. N.; NG, WUN JERN. **Wetlands for Tropical Applications: Wastewater Treatment by Constructed Wetlands**. p. 47-68, 2011.

TANNER, C.. C.; CLAYTON, J.. S.; UPSDELL, M.. P. **Effect of loading Rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands – I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms**. Water Research, v. 29, n. 1, p. 17-26, 1995.

TAREK S. J; MONTASER Y. G; IBRAHIM E. E.S; EGLAL R. S; RABAB A. N. **A comparative study among different photochemical oxidation processes to enhance the biodegradability of paper mill Wastewater**. Journal of Hazardous Materials, v. 185, p. 353-358, 2011

TAYLOR M.; CLARKE W.P.; GREENFIELD, P.F. **The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds**. Ecological Engineering, n. 21, p. 197– 203. 2003.

TEIXEIRA, B. A. P. C.; JARDIM, F. W. **Caderno Temático**. Processos oxidativos avançados: Conceitos teóricos. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, p.485, 2004.

TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. (Dissertação de mestrado Programa de Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro. COPPE, 2010. Disponível em: <<http://portal.pdq.coppe.ufrj.br/index.php/producao-academica/dissertacoes-de-mestrado/2010-1/139-processo-combinados-para-o-tratamento-de-lixiviado-de-aterro-sanitario/file>> Acesso em 21/05/2018

TREIN, C.M.; SEZERINO, P. H. **Monitoramento de sistemas descentralizados de Wetlands Construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**. Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. 134 f. Dissertação (Mestrado), Florianópolis, 2015, Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/134780/334115.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: nov.2017

TILLEY, E. et al. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2. Ed, Duebendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2014. Disponível em: <http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/index_EN>. Acesso em: 04 nov. 2018

TOMAZ A.E. Validação da amostragem passiva de BTEX na atmosfera de São Paulo, Brasil. In: **Anais do 30º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**; 2008; Punta del Este.

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; BERTONCINI, E.I.; OLIVEIRA, R.A.; STEFANUTTI, R. (2010) Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 227-234.

TORRES, D.P.C. **Estudo microbiológico de sistemas de lodos ativados com adição química de ácido fólico**. 2005.184f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo. 2005.

UNDP. **Sharing Innovative Experiences**. Volume 1 - Recycling Water – Chile, p. 87-92. United Nations Development Programme. 1998.

UNITED STATES GREEN BUILDING COUNCIL. **LEED Green Building Rating System For New Construction e Major Renovations Version 2.2** - For Public Use and Display. Disponível em <https://new.usgbc.org/leed>. Acesso em 01 nov. 2018.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Guidelines for Water Reuse**. Washington: U.S. Agency for International Development, 2012.

VAHAN, A. JOHN, M. V. **O desafio da sustentabilidade na construção civil**. v.5. Jose Goldemberg, Coordenador. São Paulo: Blucher, 2011.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("Constructed Wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 233 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas.

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande – PB: Epgraf., 1999.

VAN KAICK, T. S. **Estação de Tratamento de Esgoto por meio de Zona de Raízes**: Uma proposta de Tecnologia Adequada para Saneamento Básico no Litoral do Paraná. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

VASCONCELOS, D.V Tratamento de efluentes de postos de combustíveis para o reúso usando processos oxidativos avançado. Projeto de Iniciação científica. **Cadernos UniFOA edição nº 11, dezembro/2009**. Volta Redonda - RJ Disponível em: <http://revistas.unifoa.edu.br/index.php/cadernos/article/view/995>. Acesso em 21/05/2018.

VEIGA, J. E. D. **Desenvolvimento Sustentável**: o desafio do século XXI. 3ª. ed. Rio de Janeiro: Garamond, 2008.

VIEIRA, L. A; BARROS F, MAURO, N. M. **A emergência do conceito de Arquitetura Sustentável e os métodos de avaliação do desempenho ambiental de edificações**. Humanae, v.1, n.3, p. 1-26, dez. 2009.

VITÓRIA. Lei nº 6259, de 23 de dezembro de 2004. **Dispõe sobre o reúso de água não potável e dá outras providências**. Disponível em: < <http://camara-municipal-davitoria.jusbrasil.com.br/legislacao/581826/lei-6259-04> >. Acesso em: 20 set. 2018

VON GUNTEN, U. **Ozonation of drinking water**: Part I. Oxidation kinetics and product formation, Water Research, v. 37, n. 7, p. 1443-1467, 2003.

VON SPERLING M; COSTA F.J; PAOLI, O.A; SEIDL, M. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. **Eng. Sanit. Ambient. [online]**. 2018, vol.23, n.1, pp.191-200. ISSN 1413-4152. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-4152201890370>.

VON SPERLING, M. 2014. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Vol 01. 4ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG).

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento de águas residuárias: Lodos Ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 4. ed. rev. e ampl. – Belo Horizonte, MG, 2012.

VON SPERLING. **Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos**. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Artigo técnico Vol. 6 - Nº 3 - jul/set 2001 e Nº 4 - out/dez 2001.

VYMAZAL, J. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience**. Environmental Science and Technology, v.45, pag.61-69, 2011.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF; **American Society of Civil Engineers - ASCE**; Environmental Water Resources Institute - EWRI. Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants (ASCE/EWRI Manuals and Reports on Engineering Practice). McGraw-Hill, New York. 2005.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT - WCED. Our Common Future. Oxford: Oxford University Press, 1987.

WATER ENVIRONMENT RESEARCH FOUNDATION CASE STUDY: WERF - **Battery Park Urban Water Reuse**. Water Environment Research Foundation. Alexandria, VA Manhattan - US- 2012 Chapter 2 Planning and Management Considerations p. 2 -36.

WILDERER, P.A., SCHREFF, D. **Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers**. Water Science and Technology. v.41, n.1, p.1–8, 2000.

WINBLAD, U; SIMPSON, HÉBERT M.**Ecological Sanitation- revised and enlarged edition**. Stockholm Environment Institute - SEI, Stockholm, p.05, 2004.

XING, M.; LI, X.; YANG, J. Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. **African Journal of Biotechnology**. DOI 10.5897/AJB10.811. 2010.

XU, J.; SHEN, G. **Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production**. Bioresource technology, n. 102, p. 848-853, 2011.

YU, R.F. **Dynamic control of disinfection for wastewater reuse applying ORP/pH monitoring and artificial neural networks**. Resources, Conservation & Recycling, v. 52, p. 1015-1021. 2008.

YUDELSON, J. **Green building A to Z: Understanding the language of Green building**. Canada: New Society Publishers, 2007.

YUAN, F., HU, C., HU, X., WEI, D., CHEN, Y., QU, J. Photodegradation and toxicity changes of antibiotics in UV and UV/H₂O₂ process. **Journal of Hazardous Materials**, v.185, p. 1256-1263, 2011

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. (Tese de doutorado) 189 p. Faculdade Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZOPPAS; M.F; BERNARDES M.A; MENEGUZZI, Á. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea**. ABES Eng Sanit Ambient v.21 n.1 jan/mar 2016 29-42. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre (RS), Brasil

ZOU, J.L.; XU, G.R.; PAN, K.; ZHOU, W.; DAI, Y.; WANG, X.; ZHANG, D.; HU, Y.C.; MA, M. (2012) **Nitrogen removal and biofilm structure affected by COD/NH₄⁺-N in a biofilter with porous sludge-ceramsite**. Separation and Purification Technology, v. 94, p. 9-15

ZURITA, F.; ANDA, J. D.; BELMONT, M. A. **Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands**. Ecological Engineering, Amsterdam, v.35, n.5, p.861-869, 2009.

APÊNDICE 1 – RESULTADOS DE MONITORAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO

TABELA A1.1 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DO EFLUENTE DO VERMIFILTRO POR DIA DE COLETA.

Data	Condição Climática	Temperatura		COD	DBO	DQO	AT	AGV	AAV	AB	Turbidez	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV	SDT	SDF	SDV	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N _{org}	N _t	P _t	PO ₄ ³⁻
		pH	(°C)				mgCaCO ₃ /L	mgHAc/L	mgCaCO ₃ /L	mgCaCO ₃ /L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
05/03/18	Nublado	8,3	28,6	S/A	350	511	1.392,7	257,1	128,5	1.264,1	178	1125	474	651	235	105	130	890	369	521	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
11/04/18	Sol	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
25/04/18	Nublado	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
09/05/18	Chuva	9,0	20,0	S/A	864	864	1.555,3	304,8	152,4	1.402,9	199	1862	1070	792	47	4	43	1.815	1.066	749	578,60	2,8	26,2	216,5	824,0	42,5	10,4
06/06/18	Sol	8,6	16,7	240	S/A	926	1.260,0	58,6	29,3	1.230,7	397	2850	1652	1198	700	608	92	2.150	1.044	1.106	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
27/06/18	Nublado	8,7	19,9	178	370	664	2.230,0	198,5	99,2	2.130,8	254	2553	1867	686	250	112	138	2.303	1.755	548	519,30	0,0	3,16	263,9	786,30	20,0	15,9
Média		8,6	21,30	209,23	360	741,33	1609,5	204,7	102,4	1507,1	257	2.098	1.266	832	308,0	207	101	1.790	1.059	731	549,0	1,38	14,7	240,2	805,2	31,24	13,15
Desvio Padrão		4,47	11,7	44,00	14,14	189,9	430,9	106,7	53,4	422,4	85,5	769,2	626,10	251,4	277,3	271,7	43,6	633,5	565,9	269,9	41,9	1,95	16,28	33,5	26,6	15,85	3,89
25/10/18	Sol	8,6	22,0	181,02	S/A	935,1	1.138,7	164,10	82,10	1.056,6	236	1.584	854	730	301	32	269	1.283	822	496	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	19,7	1,2
22/11/18	Chuva	8,6	20,1	100,48	S/A	1012,9	1.205,3	237,10	118,50	1.086,8	170	1.514	861	653	167	43	124	1.347	820	530	580,2	0,0	1,68	65,4	647,2	36,2	1,8
Média		8,6	21,05	140,7	S/A	974,0	1.172,0	200,6	100,3	1.071,7	203	1.549	858	692	234	38	196	1.315	821	496	580,2	0,0	1,68	65,4	647,2	28,0	1,5
Desvio Padrão		0,06	1,34	56,95	S/A	55,0	47,10	51,6	25,8	21,4	46,7	49,5	4,9	54,4	94,7	8,0	102,7	45,2	3,0	48,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,7	0,4

TABELA A1.2 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICOS DO EFLUENTE DO TANQUE DE ARMAZENAMENTO POR DIA DE COLETA.

Data	Condição Climática	pH	Temperatura (°C)	COD	DBO	DQO	AT	AGV	AAV	AB	Turbidez	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV	SDT	SDF	SDV	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N _{org}	Ni	P _i	PO ₄ ³⁻
05/03/18	Nublado	6,4	28,0	S/A	330,0	729,0	1.230,7	123,4	61,7	1.169,0	149	953	603	350	132	66	66	821,1	537,0	284,0	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	mg/L
11/04/18	Sol	5,1	24,1	S/A	450,0	690,8	1.207,3	242,2	121,1	1.086,2	265	1496	866	630	297	59	238	1198,9	807,2	391,8	392,0	0,6	0,0	19,7	412,2	35,0	24,0
25/04/18	Nublado	5,9	21,3	100,4	510,0	840,8	1.204,0	137,3	68,7	1.135,3	268	1921	1080	841	572	50	522	1348,8	1030,0	318,8	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
09/05/18	Chuva	6,2	19,0	S/A	390,0	923,0	1.262,7	191,5	95,8	1.166,9	152	1758	1054	704	552	95	457	1205,6	958,8	246,9	424,3	111,2	0,0	27,3	562,8	22,0	12,0
06/06/18	Sol	5,8	14,6	240,5	330,0	675,0	1.608,0	37,2	18,6	1.589,4	333	3300	1880	1420	889	471	418	2411,0	1409,2	1001,8	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
27/06/18	Nublado	6,0	19,7	294,1	450,0	702,8	1.324,0	187,7	93,9	1.230,1	230	2141	1353	788	483	94	389	1658,4	1259,3	399,1	465,7	1,6	8,42	135,4	611,1	28,0	17,7
Média		5,90	21,19	211,64	420,0	760,2	1306,1	153,2	76,6	1.229,5	233,0	1928	1139	789	488	139	348	1441	1000	441	427,3	37,8	2,81	60,8	528,7	28,33	17,90
Desvio Padrão		0,45	4,59	100,00	77,46	99,3	154,4	71,0	35,5	182,5	80,41	786,6	439,9	353,9	259,0	163,5	167,6	546,8	312,7	281,4	36,9	63,6	4,86	64,7	103,7	6,51	6,00
25/10/18	Sol	8,34	22,0	146,70	S/A	780,0	1.150,0	201,0	82,0	1.010,00	195	1.505,0	421,0	1084,0	195,0	54,6	140,4	1.310,0	366,4	943,6	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	70,0	19,20
22/11/18	Chuva	8,53	19,7	134,95	S/A	747,3	1.120,0	154,8	77,4	1.042,62	119	1.402,0	826,0	576,0	150,0	23,3	126,7	1252,0	802,7	449,3	519,2	4,5	13,57	25,1	562,4	40,4	2,8
Média		8,44	20,85	140,83	S/A	763,7	1.135,0	177,9	79,7	1.026,3	157,0	1.453,50	623,5	830,0	172,5	39,0	133,6	1281,0	584,5	696,5	519,2	4,5	13,57	25,10	562,4	55,2	11,0
Desvio Padrão		0,13	1,63	8,31	S/A	23,1	21,2	32,7	3,3	23,1	53,74	72,83	286,4	359,2	31,8	22,1	9,7	41,0	308,5	349,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,9	11,6

TABELA A1.3 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICOS DO EFLUENTE DO REATOR EM **BATELADAS SEQUECIAIS (RBS)** POR DIA DE COLETA.

Data	Condição Climática	pH	Temperatura (°C)	COD	DBO	DQO	AT	AGV	AAV	AB	Turbidez	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV	SDT	SDF	SDV	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N _{org}	N _i	P _i	PO ₄ ³⁻
05/03/18	Nublado	6,4	28,0	S/A	60	392	49,3	52,6	26,3	23,0	129	877	615	262	73	35	38	804	580	224	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
11/04/18	Sol	5,1	24,1	S/A	110	401	10,0	20,1	10,0	0,0	30	1.179	766	413	16	1	16	1163	766	398	162,4	13,8	2,4	175,8	354,4	34	21
25/04/18	Nublado	5,9	21,3	S/A	566	S/A	66,4	132,8	66,4	0,0	630	2.229	1.066	1.163	588	64	524	1641	1002	639	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
09/05/18	Chuva	6,2	19,0	62	110	655	46,7	44,0	22,0	24,7	153	2.010	1.038	972	667	60	607	1343	978	365	173,6	225,4	0,0	67,1	466,1	22	10
06/06/18	Sol	5,8	14,6	249	S/A	622	210,0	419,9	210,0	0,0	34	3.118	1.555	1.563	31	3	30	3087	1552	1533	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
27/06/18	Nublado	6,0	19,7	92	60	331	65,4	130,9	65,4	0,0	59	1.858	1.237	621	123	34	89	1735	1203	533	197,6	71,5	81,9	78,1	429,0	19	18
Média	Desvio Padrão	5,90	21,12	134,55	85	494	74,6	133,4	66,7	7,9	173	1.879	1.046	832,0	250	33,0	217,0	1629	1014	615	177,9	103,56	28,1	107,0	416,5	24,86	16,20
		0,45	4,59	100,53	28,87	136,6	69,4	148,0	74,0	12,3	209,74	796,1	334,7	491,6	296,0	27,1	272,2	789,4	339,7	471,8	18,0	109,37	46,6	59,8	56,9	8,03	5,98
25/10/18	Sol	6,03	21,6	44,9	S/A	377,3	58,9	117,7	58,9	0,0	38	1.170	728	442	32	29	3,0	1.138	699	439	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	26,0	1,1
22/11/18	Chuva	5,82	19,2	91,5	S/A	431,8	48,0	95,9	48,0	0,0	33	1.254	794	460	47	15	32	1.208	779	429	42,4	8,0	192,2	2,8	245,3	37,2	1,9
Média	Desvio Padrão	5,93	20,40	68,2	S/A	404,6	53,5	106,8	53,4	0,0	36	1212	761,0	451	39	22	17	1.173	739	434	42,4	8,0	192,2	2,8	245,3	31,6	1,5
		0,15	1,70	32,9	S/A	38,5	7,7	15,4	7,7	0,0	3,54	59,4	46,7	12,7	10,1	9,9	20,0	49,3	56,6	7,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	0,6

TABELA A1.4 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICOS DO EFLUENTE DO **WETLANDS** CONSTRUIDOS (WC) POR DIA DE COLETA.

Data	Condição Climática	pH	Temperatura (°C)	COD	DBO	DQO	AT	AGV	AAV	AB	Turbidez	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV	SDT	SDF	SDV	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N _{org}	N _t	P _t	PO ₄ ³⁻
05/03/18	Nublado	6,1	27,0	S/A	35	55	149,3	41,2	20,6	128,7	4	188	117	71	19	12	8	169	106	64	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
11/04/18	Sol	5,4	23,4	S/A	102,5	80	14,0	11,0	5,5	8,5	7	850	464	386	22	1	21	828	463	364	28,0	0,2	160,6	7,7	196,4	16,0	14,0
25/04/18	Nublado	6,8	20,7	S/A	349	S/A	87,3	11,7	5,9	81,5	7	1.195	725	470	10	1	9	1.185	724	461	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
09/05/18	Chuva	6,8	19,0	39	60	172	150,7	44,6	22,3	128,4	5	1.252	756	496	2	1	1	1.250	755	495	73,9	0,1	187,3	4,9	266,3	18,2	14,2
06/06/18	Sol	4,9	15,0	59	S/A	121	22,9	45,9	22,9	-	8	1.714	993	721	44	7	37	1.670	986	684	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
27/06/18	Nublado	5,6	19,5	41	10	1	14,0	5,8	2,9	11,1	34	1.417	933	484	26	10	16	1.392	923	469	45,2	0,1	29,3	11,8	86,3	18,0	13,0
Média	Desvio Padrão	5,93	20,77	46,6	52,0	129,0	73,0	26,7	13,3	59,7	11,0	1.103	665	438	21	5	16	1.082	660	422	49,0	0,10	125,7	8,0	183,0	17,39	13,73
		0,77	4,09	11,10	39,7	122,0	65,6	19,0	9,5	60,8	10,49	529,9	326,2	211,7	14,4	5,0	12,7	525,0	327,1	204,7	23,2	0,06	84,6	3,4	90,7	1,21	0,64
25/10/18	Sol	7,84	21,6	34,2	S/A	102,9	139,3	27,6	13,9	125,40	15,0	1000	585	415	35	9,0	26	965	576	389	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	1,2	0,0
22/11/18	Chuva	7,39	17,9	24,3	S/A	80,7	137,3	45,4	22,7	114,62	4,0	746	548	198	2,5	1,2	1,3	743,5	546,8	196,7	47,0	0,3	1,4	9,8	58,6	59,6	0,5
Média	Desvio Padrão	7,62	19,75	29,2	S/A	91,80	138,3	36,5	18,3	120,0	10,0	873	567	306	19	5,0	14	854	561	293	47,0	0,3	1,4	9,8	58,6	30,4	0,3
		0,32	2,62	7,0	S/A	15,70	1,4	12,6	6,2	7,6	7,78	179,6	26,2	153,4	22,7	5,5	17,2	156,9	20,6	36,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	0,4

APÊNDICE 2 – ESTIMATIVA DE CUSTOS PARA MONITORAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO IMPLANTADO.

TABELA A1.6. CUSTOS PARA REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES LABORATORIAS FÍSICOS E QUÍMICOS REALIZADAS NA PESQUISA CUSTOS ESTIMADOS PARA TRATAMENTO AERÓBIO E POA

PARÂMETRO ANALISADO		ORÇAMENTO 1	ORÇAMENTO 2	ORÇAMENTO 3
1	Temperatura	R\$ 12,00	R\$ 10,00	R\$ 5,00
2	Ph	R\$ 12,00	R\$ 10,00	R\$ 7,00
3	Alcalinidade Total			
4	Ácidos voláteis AAV	R\$ 15,00	R\$ 15,00	R\$ 14,00
	Ácidos graxos voláteis AGV		R\$ 80,00	R\$ 14,00
6	Alc. de bicarbonatos AB	R\$ 15,00	R\$15,00	R\$ 30,00
7	Turbidez	R\$ 18,00	R\$10,00	R\$ 13,20
8	Demanda química de Oxigênio - DQO	R\$ 36,00	R\$45,00	R\$ 32,00
9	Demanda química de Oxigênio Filtrada - DQO _F	R\$ 84,00	R\$ 40,00	R\$ 40,00
10	Série de Sólidos Totais – ST, STF e STV	R\$ 40,00	R\$ 57,00	R\$ 33,00
11	Série de Sólidos Suspensos – SST, SSF e SSV	R\$ 40,00	R\$ 57,00	R\$ 33,00
12	Carbono Orgânico Dissolvido – COD	Não realiza	R\$ 55,00	R\$ 120,00
13	Ortofosfato	R\$ 22,00	R\$ 35,00	R\$ 26,00
14	Fósforo Total	R\$ 23,00	R\$ 35,00	R\$ 34,50
15	Coliformes totais		R\$ 30,00	R\$ 70,00
16	Coliformes Termo tolerantes	R\$ 80,00	R\$ 30,00	R\$ 70,00
17	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	R\$ 36,00	R\$ 30,00	R\$ 32,00
18	Nitrito	R\$24,00	R\$ 65,00	R\$ 27,00
19	Nitrato	R\$24,00	R\$ 65,00	R\$ 27,00
20	N- Nitrogênio total	R\$ 70,00	R\$ 65,00	R\$ 55,00
21	N. Amoniacal	R\$ 24,00	R\$ 65,00	R\$ 32,00
Valores para 1 amostra		R\$ 575,00	R\$ 714,70	R\$ 814,00
Valor total para 5 amostras		R\$ 2.875,00	R\$ 3.573,50	R\$ 4.070,00
Taxa de Coleta das amostras		R\$ 100,00	R\$ 75,00	R\$ 60,00
Custo Anual (considerando análise mensal)		R\$ 35.700,00	R\$ 43.782,00	R\$ 48.840,00


FONTE: Autor (2018)

TABELA A1.7– CUSTOS ESTIMADOS PARA TRATAMENTO AERÓBIO E POA

PROCESSO	INSUMO	USADO	NA	VALOR	R\$.
Ozonização (46% de remoção de COT)	Eletricidade				R\$ 12,96
	NaOH para ajuste de pH				R\$ 0,35
	Total				R\$ 13,31
Ozonização com peróxido de hidrogênio (49% de remoção de COT)	Ozonização				R\$ 13,31
	H ₂ O ₂				R\$ 2,00
	Total				R\$ 15,31
Biológico + Ozonização (98,5% de remoção de DQO)	Eletricidade aeração				R\$0,21
	Eletricidade ozonização				R\$ 12,96
	NaOH para ajuste de pH				R\$ 0,35
	Total				R\$ 13,52

FONTE: adaptado de Marcelino (2014).

FIGURA 47 – SIMULAÇÃO DE CUSTO POR CONSUMO DE ÁGUA E ESGOTO DO SISTEMA IMPLANTADO



TIPO DE LIGAÇÃO

☒ Água + Esgoto

☐ Água

TARIFA SOCIAL

☒ Não ☐ Sim

MICRO E PEQUENO COMÉRCIO

☒ Não ☐ Sim

SIMULADOR DE TARIFAS

LOCAL
CURITIBA

ELC

000

COM

001

IND. UEP

000

UEP

000

PGR


000

FAIXAS DE CONSUMO	VOLUME	VALOR m³/R\$		TOTAIS	
		ÁGUA	ESGOTO	ÁGUA	ESGOTO
Minima	5	67,46		67,46	57,34
de 6 a 10	5	1,73		8,65	7,35
de 11 a 15	5	8,99		42,95	36,50
de 16 a 20	5	8,66		43,30	36,90
de 21 a 30	10	8,71		87,10	74,03

CONSUMO/m³

30

ÁGUA	249,46	ESGOTO	212,02	TOTAL	461,48
------	--------	--------	--------	-------	--------



SIMULAR

ANEXO 1 – ORÇAMENTOS DE EMPRESAS QUE COMERCIALIZAM OS SERVIÇOS DE ANÁLISES LABORATORIAIS PARA PARÂMETROS FÍSICOS – QUÍMICOS.